

ÉVALUATION DE LA CONTAMINATION ACTUELLE DE MÉTAUX LOURDS ET CERTAINS
COMPOSÉS ORGANIQUES PERSISTANTS CHEZ DES POISSONS D'INTÉRÊT SPORTIF DU
FLEUVE SAINT-LAURENT À QUÉBEC

Par
Ricardo Nolasco Araujo

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement
en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de M. Raymond Van Coillie

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

MAI 2013

SOMMAIRE

Mots clés : mercure, plomb, cadmium, biphényles polychlorés, dioxines et furanes chlorés, poissons de pêche sportive, risques toxicologiques, risques écotoxicologiques, fleuve Saint-Laurent, Ville de Québec.

À la suite d'une pollution marquée du fleuve Saint-Laurent, au cours du XX^e siècle, des actions furent entreprises par les différents paliers de gouvernement afin d'assainir le fleuve Saint-Laurent. Bien que ces efforts aient réduit la pollution du fleuve Saint-Laurent, certains contaminants persistent toujours. Ainsi, les concentrations de contaminants les plus élevés se retrouvent dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de la ville de Québec. Cette contamination peut avoir un impact sur les poissons d'intérêt sportif et par conséquent sur des pêcheurs et la faune riparienne consommant régulièrement ces poissons. L'objectif principal de cet essai est d'évaluer l'évolution de la contamination de métaux lourds et certains composés organiques persistants de certaines espèces de poissons de pêche sportive du fleuve Saint-Laurent à Québec au cours de la dernière décennie et d'en mesurer les impacts sur la faune riparienne et les humains s'alimentant régulièrement de ces poissons. Les objectifs spécifiques sont d'évaluer l'état de l'évolution de la contamination chez le meunier rouge, le meunier noir, l'achigan à petite bouche, la perchaude, le bar d'Amérique, le doré jaune, le doré noir, la barbue de rivière et le grand brochet du fleuve Saint-Laurent à Québec au cours de la dernière décennie pour le mercure, le plomb, le cadmium, les biphényles polychlorés et les dioxines et furanes chlorés et d'en estimer les risques toxicologiques chez les humains et les risques écotoxicologiques chez la faune riparienne.

Les conclusions de cet essai exposent que certains types de poissons de pêche sportive à l'étude ont accru leurs concentrations de contaminants au cours des dix dernières années. De plus, les analyses de risques toxicologiques ont révélé que les pêcheurs sportifs peuvent avoir un risque toxicologique cancérogène pour des concentrations de biphényles polychlorés et dioxines et furanes chlorés ingérés lors de la consommation régulière de certains types de poissons de pêche sportive du fleuve Saint-Laurent à Québec. Les estimations de risques écotoxicologiques ont démontré que des mammifères de la faune riparienne s'alimentant de certaines espèces de poissons ont un risque écotoxicologique formel pour les biphényles polychlorés contenus dans ceux-ci. À la suite de ces estimations de risques, il est suggéré que les gouvernements identifient les sources actuelles ou potentielles de relâchement de ces contaminants afin de mieux gérer les risques dus à celles-ci.

REMERCIEMENTS

Je tiens à démontrer ma gratitude envers mon directeur d'essai M. Raymond Van Coillie pour ses conseils, sa patience et son encadrement tout au long de la rédaction de cet essai. Sous sa direction, j'ai acquis de nouvelles connaissances et pu peaufiner certaines de mes aptitudes. Je tiens également à remercier Mme Germaine Van Coillie pour la relecture et la correction finale de cet essai.

Je remercie M. Denis Laliberté et M. Mario Bérubé du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs qui m'ont fourni les bases de données nécessaires à la réalisation de cet essai. Je remercie Mme Michelle Sincennes des services de bibliothèque et de gestion des dossiers d'Environnement Canada qui m'a grandement aidé lors de la recherche de documentations.

Je veux exprimer ma reconnaissance envers Mme Judith Vien qui a su bien me conseiller durant tous le temps qu'a duré ce programme de maîtrise en environnement.

Finalement, je remercie ma famille et spécialement mes parents qui m'ont appuyé pendant tout mon parcours académique.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 MISE EN CONTEXTE ET PROBLÉMATIQUE	3
1.1 Description de l'aire à l'étude.....	3
1.2 État de la contamination des eaux du Saint-Laurent à Québec	5
1.2.1 État de la contamination des eaux fluviales de Québec pour certains métaux lourds.....	5
1.2.2 État de la contamination des eaux fluviales de Québec pour certains composés organiques persistants	8
1.3 Propriétés physicochimiques des contaminants à l'étude	8
1.3.1 Propriétés physicochimiques du mercure	8
1.3.2 Propriétés physicochimiques du cadmium.....	9
1.3.3 Propriétés physicochimiques du plomb	10
1.3.4 Propriétés physicochimiques des biphényles polychlorés	11
1.3.5 Propriétés des dioxines et furanes chlorés	12
2. CONTAMINATIONS PRÉSENTES DANS LES POISSONS D'INTÉRÊT SPORTIF	13
2.1 État de la contamination des meuniers rouges.....	13
2.1.1 Évolution des concentrations moyennes de mercure.....	13
2.1.2 Évolution des concentrations moyennes de plomb	14
2.2 État de la contamination des meuniers noirs.....	14
2.2.1 Évolution des concentrations moyennes de mercure.....	14
2.2.2 Évolution des concentrations moyennes de cadmium.....	15
2.2.3 Évolution des concentrations moyennes de plomb	15
2.2.4 Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés	16
2.2.5 Évolution des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés	16
2.3 État de la contamination des achigans à petite bouche	16
2.3.1 Évolution des concentrations moyennes de mercure.....	16

2.3.2	Évolution des concentrations moyennes de cadmium.....	17
2.3.3	Évolution des concentrations moyennes de plomb	17
2.3.4	Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés	18
2.3.5	Évolution des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés	18
2.4	État de la contamination des perchaudes	18
2.4.1	Évolution des concentrations moyennes de mercure.....	19
2.4.2	Évolution des concentrations moyennes de cadmium.....	19
2.4.3	Évolution des concentrations moyennes de plomb	20
2.4.4	Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés	20
2.4.5	Évolution des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés	20
2.5	État de la contamination des bars d'Amérique	20
2.5.1	Évolution des concentrations moyennes de mercure.....	21
2.5.2	Évolution des concentrations moyennes de cadmium.....	21
2.5.3	Évolution des concentrations moyennes de plomb	22
2.5.4	Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés	22
2.5.5	Évolution des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés	23
2.6	État de la contamination des dorés jaunes.....	24
2.6.1	Évolution des concentrations moyennes de mercure.....	24
2.6.2	Évolution des concentrations moyennes de cadmium.....	25
2.6.3	Évolution des concentrations moyennes de plomb	25
2.6.4	Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés	26
2.6.5	Évolution des concentrations moyennes de dioxines et de furanes chlorés	27
2.7	États de la contamination des dorés noirs.....	27
2.7.1	Évolution des concentrations moyennes de mercure.....	27
2.7.2	Évolution des concentrations moyennes de cadmium.....	28
2.7.3	Évolution des concentrations moyennes de plomb	28
2.7.4	Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés	28

2.7.5	Évolution des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés	28
2.8	États de la contamination de la barbue de rivière.....	29
2.8.1	Évolution des concentrations moyennes de mercure.....	29
2.8.2	Évolution des concentrations moyennes de cadmium.....	30
2.8.3	Évolution des concentrations moyennes de plomb	30
2.8.4	Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés	30
2.8.5	Évolution des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés	31
2.9	États de la contamination du grand brochet	32
3	RISQUES TOXICOLOGIQUES POUR LES PÊCHEURS SPORTIFS.....	33
3.1	Description générale des effets toxicologiques	33
3.1.2	Effets toxicologiques du mercure	33
3.1.2	Effets toxicologiques du cadmium	34
3.1.3	Effets toxicologiques du plomb.....	34
3.1.4	Effets toxicologiques des biphényles polychlorés	34
3.1.5	Effets toxicologiques des dioxines et furanes chlorés	35
3.2	Évaluation du risque toxicologique.....	35
3.2.1	Identification du danger.....	35
3.2.2	Caractérisation toxicologique	36
3.2.4	Estimation du risque toxicologique non cancérogène	42
3.2.5	Estimation du risque toxicologique cancérogène	50
4	RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES POUR LA FAUNE RIPARIENNE	52
4.1	Identification du danger pour la faune riparienne	52
4.2	Caractérisation écotoxicologique	53
4.3	Estimations de l'exposition	55
4.4	Évaluation du risque écotoxicologique	58
5	FACTEURS D'INCERTITUDE	62
6	SUGGESTIONS.....	63

CONCLUSION.....	64
RÉFÉRENCES	66
ANNEXE 1 EXPOSITION À DES CONTAMINANTS PAR INGESTION D'EAU POUR CERTAINS RÉCEPTEURS.....	72

LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1	Portion du fleuve Saint-Laurent bordant la région métropolitaine de Québec.....	3
Tableau 1.1	Valeurs moyennes des variables physiques dans la masse d'eau de Québec entre 1985 et 1990	4
Tableau 1.2	Concentrations de certains métaux dissous dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de la Ville de Québec	6
Tableau 1.3	Concentrations moyennes de certains métaux dissous dans le fleuve Saint-Laurent au chenal Sud de l'île d'Orléans.....	7
Tableau 1.4	Catégories de mercure organique.....	9
Tableau 1.5	Propriétés physicochimiques du cadmium et de certains de ses composés.....	10
Tableau 1.6	Propriétés physicochimiques du plomb.....	11
Tableau 1.7	Propriétés physicochimiques de certaines dioxines et furanes chlorés	12
Tableau 2.1	Concentrations moyennes de mercure dans le meunier rouge entier en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des spécimens	13
Tableau 2.2	Concentrations moyennes de mercure dans le meunier noir entier en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des spécimens	15
Tableau 2.3	Concentrations moyennes de mercure dans la chair de l'achigan à petite bouche en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons	17
Tableau 2.4	Concentrations moyennes de mercure dans la chair de la perchaude en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons	19
Tableau 2.5	Concentrations moyennes de mercure dans la chair du bar d'Amérique en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons	21

Tableau 2.6	Concentrations moyennes de plomb dans la chair du bar d'Amérique en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons	22
Tableau 2.7	Concentrations moyennes des biphényles polychlorés dans la chair du bar d'Amérique en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons.....	23
Tableau 2.8	Concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés dans la chair du bar d'Amérique pour 2009 et 2007	24
Tableau 2.9	Concentrations moyennes de mercure dans la chair du doré jaune en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons	25
Tableau 2.10	Concentrations moyennes de plomb dans la chair du doré jaune en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons	26
Tableau 2.11	Concentrations moyennes de biphényles polychlorés dans la chair du doré jaune en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons.....	26
Tableau 2.12	Concentrations moyennes de mercure dans la chair du doré noir en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons	27
Tableau 2.13	Concentrations moyennes de mercure dans la chair de la barbue de rivière en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons	29
Tableau 2.14	Concentrations moyennes des biphényles polychlorés dans la chair de la barbue de rivière en fonction de l'année de prélèvement des échantillons	31
Tableau 3.1	Dose journalière admissible provisoire pour les effets non cancérogènes des contaminants ciblés	36
Tableau 3.2	Coefficient de cancérogénicité pour certains contaminants ciblés	38
Tableau 3.3	Paramètre d'exposition au danger	39
Tableau 3.4	Dose journalière probable de mercure à différents groupes d'âges quant à la consommation de diverses espèces de poissons de pêche sportive	39
Tableau 3.5	Dose journalière probable de cadmium à différents groupes d'âges quant à la consommation de diverses espèces de poissons de pêche sportive.....	40

Tableau 3.6	Dose journalière probable de plomb à différents groupes d'âges quant à la consommation de diverses espèces de poissons de pêche sportive.....	40
Tableau 3.7	Dose journalière probable de biphényles polychlorés à différents groupes d'âges quant à la consommation de diverses espèces de poissons de pêche sportive	41
Tableau 3.8	Dose journalière probable de dioxines et furanes chlorés à différents groupes d'âges quant à la consommation de diverses espèces de poissons de pêche sportive	42
Tableau 3.9	Valeur des bruits de fond pour l'ingestion des aliments à différents groupes d'âges.....	44
Tableau 3.10	Estimation du risque toxicologique non cancérigène du mercure pour des effets non cancérigènes selon la consommation d'une espèce de poissons et par groupe d'âges	45
Tableau 3.11	Estimation du risque toxicologique non cancérigène du cadmium selon la consommation d'une espèce de poissons et par groupe d'âges	46
Tableau 3.12	Estimation du risque toxicologique non cancérigène du plomb selon une espèce de poissons et par groupe d'âges ciblé	47
Tableau 3.13	Estimation du risque toxicologique non cancérigène des biphényles polychlorés selon la consommation d'une espèce de poissons et par groupe d'âges	48
Tableau 3.14	Estimation du risque toxicologique non cancérigène des dioxines et furanes chlorés selon la consommation d'une espèce de poissons et le groupe d'âges	49
Tableau 3.15	Dose d'exposition moyenne entre 0 an et 70 ans par contaminant et par type de poissons.....	50
Tableau 3.16	Risque cancérigène par contaminant et par type de poissons.....	51
Tableau 4.1	Valeurs de référence pour les mammifères terrestres par contaminant	53
Tableau 4.2	Valeurs de référence écotoxicologique par contaminant ciblé et par récepteur	54
Tableau 4.3	Paramètres d'exposition pour la loutre de rivière et le vison d'Amérique	56

Tableau 4.4	Estimation de l'exposition au mercure par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière	57
Tableau 4.5	Estimation de l'exposition au cadmium par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière	57
Tableau 4.6	Estimation de l'exposition au plomb par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière	57
Tableau 4.7	Estimation de l'exposition aux biphényles polychlorés par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière	58
Tableau 4.8	Estimation de l'exposition aux dioxines et furanes chlorés par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière	58
Tableau 4.9	Estimation du risque écotoxicologique du mercure par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière	59
Tableau 4.10	Estimation du risque écotoxicologique du cadmium par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière	60
Tableau 4.11	Estimation du risque écotoxicologique du plomb par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière	60
Tableau 4.12	Estimation du risque écotoxicologique des biphényles polychlorés par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière	60
Tableau 4.13	Estimation du risque écotoxicologique des dioxines et furanes chlorés par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière	61

LISTE DES ACRONYMES

ATSDR :	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CEAEQ :	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CIRC :	Centre International de Recherche sur le Cancer
CSL :	Centre Saint-Laurent
CC :	Coefficient de cancérogénicité
DJAP :	Doses journalières admissibles provisoires
EC :	Environnement Canada
EQT :	Équivalent toxique en 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine
INSPQ :	Institut national de santé publique du Québec
IPCS :	<i>International Programme on Chemical Safety</i>
MDDEP :	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MDDEFP :	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MeHg :	Méthylmercure
µg/kg :	Microgramme par kilogramme
mg/kg :	Milligramme par kilogramme
ng en EQT/kg :	Nanogramme en équivalent toxique 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine par kilogramme
n.d :	Non détecté
p.c. :	Poids corporel
ORNL :	<i>Oak Ridge National Laboratory</i>
PASL :	Plan d'Action Saint-Laurent
PCDD :	Polychlorodibenzo- <i>p</i> -dioxines
PCDF :	Polychlorodibenzofuranes
SC :	Santé Canada
s.o :	Sans objet
VRE :	Valeur de référence écotoxicologique
VTR :	Valeur toxicologique de référence
USEPA :	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
WHO :	<i>World Health Organisation</i>

INTRODUCTION

Au cours du siècle dernier, le fleuve Saint-Laurent a subi plusieurs pressions anthropiques qui ont entraîné une artificialisation et l'érosion des rives, un déclin de certaines populations animales et végétales et une dégradation de la qualité de l'eau (Comité de concertation Suivi de l'état du Saint-Laurent, 2008). D'après le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), les premières actions d'assainissement du fleuve Saint-Laurent ont débuté en 1978 avec le *Programme d'assainissement des eaux du Québec* (MDDEFP, 2002). Des mesures additionnelles de protection, de conservation et de lutte à la pollution visant spécifiquement le fleuve Saint-Laurent ont été faites en 1989 via *l'Entente Canada-Québec sur le Saint-Laurent de 1988* (MDDEFP, 2002). Selon le Plan d'Action Saint-Laurent (PASL), cette entente a été reconduite pour une quatrième fois en 2011 et est en vigueur jusqu'en 2026 (PASL, 2013). Les efforts déployés par les deux paliers de gouvernement ont permis de réduire la pollution du fleuve Saint-Laurent; cependant, des niveaux de contamination sont toujours présents dus à certaines activités anthropiques qui continuent de relâcher ou remettre en circulation des substances toxiques dans le fleuve Saint-Laurent (Comité de concertation Suivi de l'état du Saint-Laurent, 2008). Ainsi, les niveaux de contamination les plus élevés sont constatés dans la section du fleuve Saint-Laurent bordant la région de la Ville de Québec (Van Coillie, 2011). La présence de cette contamination du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Québec peut avoir des répercussions sur la faune aquatique locale et par conséquent sur les humains et les animaux qui s'en alimentent.

Le présent essai a comme objectif principal d'évaluer l'état de l'évolution de la contamination chez les poissons d'intérêt sportif du fleuve Saint-Laurent à Québec au cours de la dernière décennie pour des métaux lourds (mercure, plomb et cadmium) et certains composés organiques persistants (biphényles polychlorés et dioxines et furanes chlorés) et d'en estimer les risques sur les niveaux trophiques supérieurs qui consomment de façon régulière ce type de poissons. Afin de répondre à cet objectif principal, les objectifs spécifiques suivants ont été définis :

- évaluer l'évolution, au cours de la dernière décennie, des concentrations de mercure, cadmium, plomb, biphényles polychlorés et dioxines et furanes chlorés chez les poissons d'intérêt sportif à savoir : meunier rouge, meunier noir, achigan à petite bouche, perchaude, bar d'Amérique, doré jaune, doré noir, barbue de rivière et grand brochet;

- estimer les risques toxicologiques non cancérogènes et cancérogènes pour des pêcheurs à la suite d'une alimentation régulière de ces poissons d'intérêt sportif en fonction de chacun des contaminants étudiés;
- évaluer les risques écotoxicologiques pour la faune riparienne qui a une consommation fréquente de ces poissons en fonction de chacun des contaminants étudiés;
- établir des suggestions en fonction des résultats obtenus à la suite des analyses de risques toxicologiques et écotoxicologiques.

La réalisation de cet essai et par conséquent l'atteinte des objectifs fixés demandent que les sources d'informations utilisées soient de qualité. Celles-ci ont prioritairement été sélectionnées à partir d'articles publiés dans des revues scientifiques et de publications gouvernementales provenant d'agences ou ministères. Dans une moindre mesure, des sources d'organismes non gouvernementaux ont été utilisées.

Cet essai est subdivisé en six sections. La première section présente la zone d'étude et décrit les caractéristiques physiques et chimiques du fleuve Saint-Laurent à Québec. Cette section décrit également les contaminants à l'étude et leurs teneurs actuelles mesurées dans le fleuve Saint-Laurent à Québec; elle fournit aussi une description physicochimique de ceux-ci. La section suivante explicite l'état de l'évolution, au cours des dix dernières années, de chacun des contaminants ciblés pour chaque espèce de poissons d'intérêt sportif retenus du fleuve Saint-Laurent à Québec. La troisième section expose la méthodologie et les résultats des estimations des analyses de risques toxicologiques pour les pêcheurs sportifs consommant régulièrement les poissons d'intérêt sportif à l'étude en fonction de chacun des contaminants ciblés. La quatrième section renferme des analyses de risques écotoxicologiques pour la faune riparienne du fleuve Saint-Laurent à Québec qui s'alimente de façon fréquente de poissons à l'étude. La cinquième section mentionne des incertitudes liées aux analyses de risques toxicologiques et écotoxicologiques. Enfin, la sixième section présente des suggestions basées sur les résultats des analyses de risques toxicologiques et écotoxicologiques effectuées.

1 MISE EN CONTEXTE ET PROBLÉMATIQUE

Cette section présente la situation actuelle des contaminants à l'étude et sert à bien définir les problématiques auxquelles font face les poissons de pêche sportive dans l'estuaire fluvial du fleuve Saint-Laurent à la région de Québec.

1.1 Description de l'aire à l'étude

Afin de bien saisir les caractéristiques particulières et l'importance des eaux du fleuve Saint-Laurent à Québec, il importe de comprendre le système dans lequel ces eaux évoluent. Environnement Canada (EC) établit que les eaux du fleuve Saint-Laurent appartiennent à un système hydrographique nommé le bassin versant du Saint-Laurent; celui-ci est le troisième en importance en Amérique du Nord avec une superficie de 1,6 million de km² (EC, 2012a). Ce système draine plus de 25 % des réserves d'eau douce mondiale (EC, 2012a). Dans ce système, le fleuve Saint-Laurent prend sa source à la fin des Grands Lacs et s'écoule jusqu'au golfe du Saint-Laurent (Frenette et autres, 1989). Le fleuve Saint-Laurent s'écoule, ainsi, sur une distance de 750 km en drainant plus de 40 % ou 473 330 km² du bassin versant du Saint-Laurent (Frenette et autres, 1989). Le fleuve Saint-Laurent peut être subdivisé en quatre régions hydrographiques; ces régions sont le tronçon fluvial, l'estuaire fluvial, le moyen estuaire et le Saguenay, l'estuaire maritime et le golfe (EC, 2012b). La portion du fleuve Saint-Laurent à l'étude fait partie de l'estuaire fluvial du Saint-Laurent; cette portion s'étend de la région de la Ville de Québec jusqu'à la pointe est de l'île d'Orléans (EC, 2012b). La figure 1.1 illustre la région à l'étude.



Figure 1.1 Portion du fleuve Saint-Laurent bordant la région métropolitaine de Québec (tiré de : Communauté métropolitaine de Québec (CMQ), 2010, p. 5)

Le débit annuel moyen d'écoulement du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de la Ville de Québec est estimé à 12 309 m³/s (EC, 2012c). Ce débit peut atteindre 21 000 m³/s en période de crues et descendre à 9 000 m³/s en période d'étiage (CMQ, 2010 et SNC Lavalin, 2006). À la hauteur de la

pointe ouest de l'île d'Orléans, le fleuve Saint-Laurent se subdivise en deux chenaux, soit le chenal des Grands Voiliers et le chenal de l'île d'Orléans (CMQ, 2010 et SNC Lavalin, 2006). Le chenal des Grands Voiliers, situé au sud de l'île d'Orléans, reçoit environ 90 % de l'eau du fleuve Saint-Laurent tandis que le chenal de l'île d'Orléans, situé au nord de l'île portant le même nom, reçoit les 10 % restants d'eau provenant du fleuve (CMQ, 2010 et SNC Lavalin, 2006). Le tronçon de l'estuaire fluvial, bordant la région métropolitaine de Québec, varie sur sa largeur entre 870 m au pont de Québec et 15 km à la pointe est de l'île d'Orléans (SNC Lavalin, 2006). L'eau du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de la Ville de Québec provient à 62 % des Grands Lacs et à 38 % des tributaires du Saint-Laurent situé entre les Grands Lacs et Québec (SNC Lavalin, 2006). Dans cette section du fleuve, plus précisément entre Québec et Lévis, se situent les marées les plus importantes de tout l'estuaire du Saint-Laurent (SNC Lavalin, 2006). Au niveau de Québec, la marée possède une amplitude moyenne de 4,4 m et la marée haute extrême peut y dépasser les 8 m d'amplitude (SNC Lavalin, 2006). Les eaux du fleuve Saint-Laurent sont par ailleurs composées de cinq masses d'eau principales avec des caractéristiques physicochimiques naturelles distinctes les unes des autres (EC, 2012d). Le tronçon du fleuve bordant la région de Québec contient une eau qui se caractérise par l'homogénéisation de diverses masses d'eaux et propriétés physicochimiques du fleuve Saint-Laurent sous l'effet des marées de Québec (EC, 2012d). Le tableau 1.1 présente quelques caractéristiques physicochimiques de la masse d'eau des eaux de la région de Québec.

Tableau 1.1 Valeurs moyennes des variables physiques dans la masse d'eau des eaux de Québec entre 1985 et 1990 (tiré de Rondeau, 1993)

Variables	Moyennes
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	244
Couleur apparente (unité Pt-Co)	48
Turbidité (Unité de turbidité néphélométrique)	6
MES (mg/L)	12,2
Température ($^{\circ}\text{C}$)	12,7
Alcalinité (mg/L de CaCO_3)	68
Dureté (mg/L de CaCO_3)	95,4

1.2 État de la contamination des eaux du Saint-Laurent à Québec

Cette section sert à dresser un bilan de la situation et de l'évolution de la contamination pour certains métaux lourds et certains composés organiques persistants dans les eaux de Québec au cours des dernières années.

1.2.1 État de la contamination des eaux fluviales de Québec pour certains métaux lourds

Il est estimé, par le PASL, que l'apport principal de métaux provient des rivières tributaires du fleuve Saint-Laurent, des particules provenant de l'érosion des berges et du lit du fleuve (Rondeau, 2005 et Cossa et autres, 1998). Selon les observations du PASL, les concentrations moyennes de contaminants observées à la station d'échantillonnage de l'île Wolfe, située en aval du lac Ontario, sont généralement inférieures aux concentrations moyennes des contaminants observés à la station d'échantillonnage de Carillon située en aval de la rivière des Outaouais qui est une rivière tributaire du Saint-Laurent (Cossa et autres, 1998). Les sources anthropiques des contaminants des eaux du Saint-Laurent proviennent de l'urbanisation et des activités industrielles et agricoles qui s'y sont déroulées depuis le siècle dernier jusqu'à nos jours (Cossa et autres, 1998). Selon le PASL, les variations des teneurs des métaux observées à la hauteur de Québec sont dues principalement aux changements des teneurs des métaux des eaux provenant des Grands Lacs et des tributaires du Saint-Laurent (Cossa et autres, 1998).

Les conclusions du PASL contrastent avec une étude effectuée en 1993 par le Centre Saint-Laurent (CSL) d'Environnement Canada; cette étude avait établi que l'apport principal de métaux traces provenait des Grands Lacs et du tronçon fluvial international (Proulx et autres, 1993). D'après le CSL, en 1993, les métaux-traces à la hauteur de Québec provenaient à 44 % des Grands Lacs et du tronçon fluvial bordant les États-Unis et le Canada, à 32 % des tributaires du fleuve Saint-Laurent situés au Québec et à 14 % des activités industrielles (Proulx et autres, 1993). L'étude du CSL a établi que les Grands Lacs et le tronçon fluvial du Saint-Laurent bordant le Canada et les États-Unis fournissaient, dépendamment des métaux, de 25 % à 61 % des quantités des substances inorganiques se retrouvant dans le fleuve à la hauteur de la Ville de Québec observée (Proulx et autres, 1993). Il fut également estimé que les tributaires du Saint-Laurent fournissaient 52 % des charges annuelles de plomb qui se trouvaient à la hauteur de Québec (Proulx et autres, 1993). De plus, il fut observé, en 1993, que 14 % des charges des métaux-traces à Québec étaient dus aux activités du secteur industriel; cette contribution grimpait à plus de 20 % lorsqu'il était question du cadmium (Proulx et autres, 1993).

Cette divergence des conclusions entre le PASL et le CSL s'explique; depuis 1995, les concentrations de plusieurs métaux observées dans le fleuve Saint-Laurent, à la hauteur de Québec, ont varié en fonction de la diminution légère des quantités d'eau provenant des Grands Lacs au profit des eaux des tributaires du Saint-Laurent (Rondeau, 2005).

Le tableau 1.2 montre les résultats des concentrations moyennes obtenues par le PASL pour le mercure, le plomb et le cadmium aux périodes de 1995 à 2002 et 2003 à 2004 dans le fleuve à la hauteur de la Ville de Québec.

Tableau 1.2 Concentrations de certains métaux dissous dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de la Ville de Québec (compilation d'après : Rondeau, 2005 et 2002)

Métaux	Concentrations moyennes (ng/L)	
	1995-2002	2003-2004
Mercure	0,7	0,9
Plomb	<5	25
Cadmium	13	17

Selon les observations du PASL, les concentrations de mercure et de plomb dans les eaux du fleuve à Québec ont augmenté entre les deux campagnes d'observations. D'après le PASL, les concentrations de mercure et de plomb en 2003 à 2004 explicitent un apport anthropique si celles-ci sont comparées aux teneurs naturelles de la croûte terrestre (Rondeau, 2005). Certaines tendances temporelles pour les eaux de Québec ont pu être observées pour la période de 1995 à 2002 (Rondeau, 2005). Annuellement, entre 1995 et 2002, il y a eu une augmentation de 11 % du mercure dissous et une augmentation de 12 % du mercure sous forme de particules (Rondeau, 2005). Pour le plomb, une tendance à la baisse de 2 % dans les particules a été identifiée et, pour le cadmium, une tendance à la baisse de 8 % dans les particules a été mise en évidence (Rondeau, 2005). Selon les observations du PASL, l'augmentation de la concentration de mercure à Québec ne semble pas être uniquement due à la diminution de l'apport en eau des Grands Lacs (Rondeau, 2005). En effet, cette augmentation semble être plutôt de nature anthropique puisque la concentration moyenne de mercure observée à l'île Wolfe, qui était 0,3 ng/L en 2003 à 2004, était inférieure à la concentration moyenne de mercure observée à la hauteur de Québec (Rondeau, 2005). Il faut cependant noter que les concentrations de mercure, de plomb et de cadmium étaient en deçà des critères pour les périodes d'observation de 1995 à 2002 et 2003 à 2004 (Rondeau, 2005). Les critères de protection de la vie aquatique contre une toxicité chronique sont pour le mercure, le plomb et le cadmium respectivement 100 ng/L, 2000 ng/L et 800 ng/L (Rondeau, 2005).

En 2009 et 2011, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) devenu le MDDEFP a mené des campagnes d'échantillonnages des métaux-traces dans les eaux de surface du fleuve Saint-Laurent dans le chenal sud de l'île d'Orléans (MDDEFP, 2013a). Les mesures furent prises au centre, à la Rive-Sud et à la Rive-Nord du chenal Sud de l'île d'Orléans.

Le tableau 1.3 expose les résultats des concentrations moyennes de plomb et de cadmium dans les eaux de surface du fleuve Saint-Laurent au chenal Sud de l'île d'Orléans pour 2009 et 2011. Il faut noter que les résultats du tableau 1.3 exposent les moyennes pour chacune des années d'échantillonnage de toutes les observations combinées au centre, à la Rive-Sud et à la Rive-Nord du chenal Sud de l'île d'Orléans. Il faut également noter que, lors de chacune des campagnes d'échantillonnages, six échantillons furent pris annuellement à chacun des lieux d'échantillonnage à différents instants de l'année. Dix-huit échantillons au total furent prélevés à chacune des campagnes d'échantillonnages de 2009 et de 2011 (MDDEFP, 2013a). Les trois lieux de prélèvement dans le chenal Sud furent les mêmes aux campagnes de 2009 et de 2011.

Tableau 1.3 Concentrations moyennes de certains métaux dissous dans le fleuve Saint-Laurent au chenal Sud de l'île d'Orléans (inspiré de : MDDEFP, 2013)

Métaux-traces	Concentrations moyennes des métaux-traces dissous (ng/L)	
	2009	2011
Plomb	70	60
Cadmium	8	9

En comparant les concentrations moyennes de contaminants du chenal Sud de l'île d'Orléans à leurs concentrations moyennes observées à Québec, il ressort qu'il y a eu une augmentation importante des concentrations de plomb dissous dans les eaux de la région de Québec entre les campagnes d'échantillonnages du PASL de 2003 à 2004 et celle du MDDEP en 2009 et en 2011. Les concentrations moyennes de plomb dissous de 2009 et de 2011 sont deux fois supérieures à la concentration moyenne de plomb dissous observée lors de la campagne de 2003 à 2004 à Québec. Par contre, les concentrations moyennes de cadmium dissous ont diminué de moitié entre les campagnes d'échantillonnages de 2003 à 2004 et de 2009 et 2011 dans les eaux de la région de Québec.

1.2.2 État de la contamination des eaux fluviales de Québec pour certains composés organiques persistants

Il est important de souligner que, pour les composés organiques persistants, très peu d'études furent menées afin de mesurer leurs concentrations dans les eaux de surface du fleuve Saint-Laurent à Québec. Les observations présentées dans cette section doivent donc être interprétées avec prudence.

Les observations les plus récentes pour les biphényles polychlorés dans les eaux de surfaces du fleuve Saint-Laurent à Québec furent effectuées par le CSL pour la période de 1995 à 1996 lors du *Bilan massique des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent* (Cossa et autres, 1998). Elles ont révélé une concentration moyenne de biphényles polychlorés de 417 pg/l dans le fleuve à Québec comparativement à 93 pg/L au site de Cornwall en Ontario et 238 pg/L au site de Carillon (Cossa et autres, 1998). De plus, selon les observations du CSL en 1998, il existait un apport important de biphényles polychlorés dans le tronçon fluvial entre Cornwall et Québec, car les charges de biphényles polychlorés à la station de Québec étaient cinq fois supérieures aux charges totales combinées de biphényles polychlorés des stations de Cornwall et de Carillon (Cossa et autres, 1998).

Dans le cas des dioxines et furanes chlorés, les observations les plus récentes dans les eaux de surfaces du fleuve Saint-Laurent sont celles effectuées par le CSL pour la période de 1995 à 1996. Elles ont révélé que, de 1995 à 1996, la concentration moyenne de dioxines et furanes chlorés équivalait à 0,032 équivalent toxique en 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine (EQT) pg/L à Québec, ce qui était supérieur à la concentration moyenne de 0,009 EQT pg/L observée à Cornwall et à celle de 0,016 EQT pg/L observée à Carillon (MDDEP, 2006).

1.3 Propriétés physicochimiques des contaminants à l'étude

Cette section décrit les principales caractéristiques et propriétés physicochimiques pour chacun des contaminants à l'étude.

1.3.1 Propriétés physicochimiques du mercure

Le mercure est l'unique métal à se présenter à l'état liquide à température ambiante; celui-ci peut se retrouver sous trois formes, soit le mercure élémentaire (métallique), le mercure organique et le mercure inorganique (Bensefas-Colas et autres, 2010). Selon Santé Canada (SC), le mercure sous

forme de métal liquide (ou élémentaire) est un élément liquide de couleur argenté qui est volatil et dégage des vapeurs incolores et inodores à température ambiante (SC, 2009). De plus, le mercure élémentaire est difficilement soluble dans l'eau et peut former des amalgames avec différents métaux (Bensefas-Colas et autres, 2010). Le mercure organique est composé de carbone et génère des composés comme le méthylmercure (SC, 2009). Le mercure organique ou ses dérivés organométalliques peuvent se classer sous trois catégories (Bensefas-Colas et autres, 2010). Le tableau 1.4 montre les trois catégories possibles pour le mercure organique.

Tableau 1.4 Catégories de mercure organique (compilation d'après : Institut national de la recherche et sécurité, 2003 et Bensefas-Colas et autres, 2010)

composés alkylés	Composés alkoxyalkylmercuriels (ou dérivés alkoxyalkylés)	Composés arylmercuriels (les dérivés arylés)
<ul style="list-style-type: none"> • Composés méthylmercuriels • Composés éthylmercuriels • diméthylmercure • diéthylmercure 	<ul style="list-style-type: none"> • chlorure de méthoxyéthylmercure • silicate de méthoxyéthylmercure 	<ul style="list-style-type: none"> • diphénylmercure • acétate de phénylmercure • nitrate de phénylmercure

Enfin, le mercure inorganique est formé lorsque le mercure élémentaire est combiné à certains éléments tels le chlorure, le sulfure ou l'oxygène pour former des composés de mercure (SC, 2009). Lorsque le mercure est combiné à des éléments autres que le carbone, les composés minéraux inorganiques du mercure suivants peuvent être générés : le sulfure mercurique (HgS), l'oxyde mercurique (HgO), les chlorures mercurique et mercurieux (HgCl_2 , Hg_2Cl_2) et le sulfate mercurique (HgSO_4) (Bensefas et autres, 2010).

1.3.2 Propriétés physicochimiques du cadmium

Le cadmium est un élément qui est peu présent dans la nature; il est principalement un sous-produit des procédés métallurgiques du zinc, du cuivre et du plomb (Martelli et autres, 2006). Le cadmium peut se retrouver dans l'environnement sous deux formes, soit le cadmium métallique et les sels de cadmium (Andujar et autres, 2010). Le cadmium métallique est un métal malléable de couleur blanche et bleuâtre, celui-ci est ductile et résiste à la corrosion (Andujar et autres, 2010). Les sels de cadmium peuvent prendre un aspect poudreux ou cristallin selon le type de sels formés (Andujar et autres, 2010). D'après l'*United States Environmental Protection Agency* (USEPA), les

sels de cadmium les plus communs dans l'environnement sont les oxydes de cadmium (CdO), le chlorure de cadmium (CdCl₂) et le sulfure de cadmium (CdS) (USEPA, 2012a). Le CdO peut exister sous deux aspects, soit comme poudre incolore amorphe ou comme cristaux rouges et bruns; ils sont uniquement solubles dans les acides (Andujar et autres, 2010). Le CdCl₂ a un aspect de cristaux incolores et il est soluble dans l'eau et dans les acides (Andujar et autres, 2010). Le CdS a un aspect de cristaux jaunes ou rouges et il est insoluble dans l'eau (Andujar et autres 2010). Le tableau 1.5 présente quelques-unes des propriétés physicochimiques du cadmium et de certains de ses composés.

Tableau 1.5 Propriétés physicochimiques du cadmium et de certains de ces composés (compilation d'après : Haynes, 2013, p.53 et 54 et *Occupational Safety and Health Administration*, 1992)

Propriétés	Cadmium	Oxyde de cadmium (CdO)	Chlorure de cadmium (CdCl ₂)	Sulfure de cadmium (CdS)
Poids moléculaire	112,41	128,41	183,32	144,48
Point de fusion	321 °C	s.o.	568°C	1480 °C
Point d'ébullition	767 °C	Sublimation à 1559 °C	964°C	N ₂ à 980°C
Densité à 25 °C	8,69 g/cm ³	8,15 g/cm ³	4,08g/cm ³	4,82 g/cm ³
Solubilité dans l'eau	Insoluble	Insoluble	Soluble	Peu soluble dans l'eau

1.3.3 Propriétés physicochimiques du plomb

Le plomb est un métal gris bleuâtre possédant 20 isotopes dont quatre sont naturels, soit le ²⁰⁴Pb, ²⁰⁶Pb, ²⁰⁷Pb et le ²⁰⁸Pb (Garnier, 2005 et Institut national de la santé et de la recherche médicale, 1999). Le plomb est un métal mou qui résiste très bien à la corrosion (SC, 1992). Le plomb est un élément très présent dans l'écorce terrestre, il s'y retrouve sous forme de minerai et il est souvent lié à l'argent et au zinc (Garnier, 2005). Les principaux minerais du plomb sont la galène (composée de sulfure de plomb), la cérusite (composée de carbonate naturel de plomb) et l'anglésite (composée de sulfates naturels de plomb) (Garnier, 2005). Le tableau 1.6 expose les principales propriétés physicochimiques du plomb.

Tableau 1.6 Propriétés physicochimiques du plomb (compilation d'après : SC, 1992, p.2 et Institut national de la santé et de la recherche médicale, 1999, p 4 et 5)

Propriétés	Plomb
Masse moléculaire	207,2
Point de fusion	327 °C
Point d'ébullition	1740 °C
Densité	11,34 g/cm ³
Solubilité dans l'eau	en absence d'air est 311 mg/l à 24 °C

1.3.4 Propriétés physicochimiques des biphényles polychlorés

Les biphényles polychlorés sont des composés d'origine anthropique qui furent synthétisés et commercialisés pour la première fois en 1929 et ne se retrouvent donc pas de façon naturelle dans l'environnement (EC, 2010). Les biphényles polychlorés appartiennent à la famille des hydrocarbures chlorés (EC, 1986). Les biphényles polychlorés sont obtenus en fixant des radicaux de chlorures (Cl) sur une molécule de biphényle (EC, 1986). La molécule de biphényle peut recevoir jusqu'à dix Cl, ce qui permet l'existence de 209 congénères de biphényles polychlorés (EC, 1986). Les propriétés physicochimiques des biphényles polychlorés dépendent du nombre de Cl contenus dans celles-ci (EC, 1986). Par exemple, plus un biphényle polychloré contient du Cl, plus il est foncé et visqueux (EC, 1986). D'après Environnement Canada et l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), les biphényles polychlorés possèdent des propriétés qui les rendent très utiles et très répandues entre les années 1930 et 1970 dans le secteur industriel (INSPQ, 2007 et EC 1986). Les propriétés des biphényles polychlorés sont une grande stabilité thermique, une faible inflammabilité, une faible tension de vapeur et un point d'ébullition élevé (INSPQ, 2007 et EC, 1986). Cependant, les biphényles polychlorés possèdent également des propriétés qui sont néfastes pour l'environnement (INSPQ, 2007 et EC, 1986), à savoir une très grande stabilité chimique qui leur permet de résister à l'oxydation et à la biodégradation, une liposolubilité élevée dans les graisses et les milieux non polaires, une hydrophobie dans l'eau, ce qui favorise leur accumulation dans les sédiments (INSPQ, 2007). Étant donné que les biphényles polychlorés sont lipophiles et hydrophobes, ils ont tendance à s'accumuler dans les tissus vivants et dans l'environnement (INSPQ, 2007).

1.3.5 Propriétés des dioxines et furanes chlorés

Les dioxines et furanes chlorés sont des substances chimiques qui sont peu produites de façon naturelle, hormis les feux de forêt; ils sont généralement issus de sources anthropiques (Sharma et autres, 2007 et SC, 2005a). Selon l'*International Programme on Chemical Safety* (IPCS), bien que les dioxines et furanes chlorés soient d'origine anthropique, aucun de ces composés n'est produit commercialement, car ils ne possèdent aucune application commerciale (IPCS, 1995). Les dioxines et furanes chlorés sont des sous-produits de la fabrication de pesticides et d'autres substances chlorées telles la production et l'utilisation d'herbicide contenant l'acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique, la production et l'emploi de 2,4,5-trichlorophénol et la production et l'usage d'hexachlorophène comme bactéricide (Sharma et autres, 2007). Les dioxines et furanes chlorés sont composés de deux familles, soit les polychlorodibenzo-*p*-dioxines (PCDD) et les polychlorodibenzofuranes (PCDF) (IPCS, 1995). Les PCDD et les PCDF sont très peu solubles dans l'eau; ils s'avèrent lipophiles et très persistants (IPCS, 1995). Le tableau 1.7 précise les caractéristiques physicochimiques de certaines dioxines et furanes chlorés.

Tableau 1.7 Propriétés physicochimiques de certaines dioxines et furanes chlorés (tiré de : Mackay et autres, 1991)

Propriétés	1-CDD	2,3,7,8-TCDD	OCDD	2,8-CDF	2,3,4,7,8-PCDF	OCDF
Solubilité dans l'eau (mg/m ³)	417	0,0193	0,000074	14.5	0,236	0,00116
Coefficient de partage octanol-eau (log K _{ow})	4,75	6,80	8,20	5,44	6,5	8,0
Constante d'Henry (Pa m ³ /mol)	6,288	3,337	0,684	6,377	0,505	0,191

2. CONTAMINATIONS PRÉSENTES DANS LES POISSONS D'INTÉRÊT SPORTIF

Cette section présente l'évolution des teneurs moyenne de contaminants pour diverses espèces de poissons de pêche sportive dans les eaux du fleuve Saint-Laurent à Québec. Toutes les concentrations moyennes de ce chapitre furent calculées à partir des données de la Banque de données sur la qualité aquatique du MDDEFP (MDDEFP, 2013b). Ces données proviennent d'échantillons de poissons capturés dans les eaux de l'estuaire fluvial du Saint-Laurent à la hauteur de la région de Québec. Afin d'obtenir un meilleur aperçu de l'évolution temporelle des contaminants dans les poissons de pêche sportive à la région de Québec, il fut décidé d'inclure les observations du MDDEFP pour les poissons de pêche sportive des eaux du Saint-Laurent à la hauteur de Portneuf, de Cap-Santé et de Sainte-Luce (Portneuf). Ces lieux sont situés à proximité de la région de Québec et sont physiquement situés dans les eaux de la région de Québec du fleuve Saint-Laurent (EC, 2012b).

2.1 État de la contamination des meuniers rouges

Cette section décrit l'évolution des concentrations moyennes de mercure et de plomb dans les meuniers rouges entiers des eaux du fleuve Saint-Laurent à Québec. Le cadmium, les biphényles polychlorés et les dioxines et furanes chlorés ne font pas l'objet d'une analyse dans cette sous-section, car il n'y a aucune donnée disponible à ce jour concernant ces contaminants dans les meuniers rouges de la région de Québec.

2.1.1 Évolution des concentrations moyennes de mercure

Après 2002, le MDDEFP a mené deux études des teneurs en mercure dans le meunier rouge entier des eaux de Québec. La première étude se fit en 2005 à partir d'un échantillon de poisson prélevé à Sillery à l'emplacement du quai Irving dans la région de Québec. La seconde étude se déroula en 2008 dans les eaux du Saint-Laurent à la hauteur du pont de Québec. Le tableau 2.1 présente les concentrations moyennes de mercure dans le meunier rouge entier pour 2005 et 2008.

Tableau 2.1 Concentrations moyennes de mercure dans le meunier rouge entier en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des spécimens (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Petite taille		Moyenne taille		Grande taille		Total	
	Teneurs moyennes en mg/kg	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg	Nombres totaux de poissons
2008	0,064	5	0,08	5	0,13	5	0,0913	15
2005	0,040	1	0,250	1	s.o	s.o	0,145	2

Les résultats obtenus montrent que les concentrations moyennes de mercure dans le meunier rouge entier ont diminué entre 2005 et 2008. Toutefois, si on compare les concentrations moyennes en fonction de la taille du poisson, il ressort que la teneur moyenne de mercure des meuniers rouges entiers ayant une petite taille a augmenté entre 2005 et 2008, tandis que la teneur moyenne de mercure des meuniers rouges entiers de taille moyenne a diminué. Ces résultats doivent d'être interprétés avec prudence étant donné le faible nombre de spécimens de meuniers rouges analysés en 2005. D'autres analyses de la contamination en mercure du meunier rouge du fleuve Saint-Laurent à Québec sont donc nécessaires pour établir un portrait plus précis à ce sujet.

2.1.2 Évolution des concentrations moyennes de plomb

Le MDDEFP a mené en 2008 une seule évaluation des concentrations moyennes de plomb dans les meuniers rouges entiers des eaux du fleuve Saint-Laurent à Québec. La concentration moyenne de plomb dans les meuniers rouges entiers était 0,083 mg/kg en 2008. Cette concentration moyenne fut calculée à partir de teneurs de plomb de spécimens capturés à la hauteur du Pont de Québec. Plus d'analyses devront être réalisées afin de mieux établir le portrait de la situation de ce poisson vis-à-vis de sa contamination au plomb à Québec.

2.2 État de la contamination des meuniers noirs

Cette sous-section décrit l'évolution au cours de la dernière décennie des divers contaminants dans les meuniers noirs des eaux de la région de Québec.

2.2.1 Évolution des concentrations moyennes de mercure

Des analyses de la concentration moyenne de mercure dans les meuniers noirs entiers furent menées en 2005, 2006 et 2008 par le MDDEFP. Les analyses de 2005 ont été faites à partir de meuniers noirs prélevés à la hauteur de Sillery à l'emplacement du quai Irving dans la région de Québec. Les analyses de 2006 furent réalisées avec des meuniers noirs capturés à la hauteur de Portneuf, de Sainte-Luce (Portneuf) et de l'Anse Windsor à Lévis. La troisième étude, menée en 2008, fut effectuée grâce à des meuniers noirs provenant des eaux du fleuve Saint-Laurent à la hauteur du pont de Québec. Le tableau 2.2 montre les teneurs moyennes de mercure dans le meunier noir entier à Québec.

Tableau 2.2 Concentrations moyennes de mercure dans le meunier noir entier en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des spécimens (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Petite taille		Moyenne taille		Grande taille		Total	
	Teneurs moyennes en mg/kg	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg	Nombres totaux de poissons
2008	0,072	5	0,068	5	0,104	5	0,081	15
2006	0,03	3	0,06	3	0,112	21	0,092	27
2005	0,03	1	s.o	s.o	0,03	1	0,03	2

Selon les concentrations du tableau 2.2, la teneur moyenne en mercure dans les meuniers noirs entiers a évolué de façon non constante lors des années d'échantillonnages. En effet, la teneur moyenne de mercure dans le meunier noir entier a augmenté entre 2005 et 2006. Par la suite, en 2008, la teneur en mercure dans le meunier noir entier a quelque peu diminué par rapport à la teneur moyenne de 2006. Toutefois, en observant les teneurs moyennes en fonction de la taille du poisson, il appert que les meuniers noirs entiers de petite taille ont augmenté leur concentration moyenne de mercure dans leurs corps de plus du double depuis 2005. Les meuniers noirs de taille moyenne ont aussi augmenté leur teneur moyenne de mercure légèrement de 2006 à 2008. Par contre, les meuniers noirs de grande taille ont diminué faiblement leur concentration moyenne de mercure entre 2006 et 2008.

2.2.2 Évolution des concentrations moyennes de cadmium

En 2006, le MDDEFP a effectué une seule évaluation des concentrations de cadmium dans le meunier noir entier provenant des eaux de Portneuf et de Cap-Santé. La concentration moyenne de cadmium dans le meunier noir entier était 0,054 mg/kg en 2006. D'autres campagnes d'échantillonnage et d'analyse seront nécessaires afin de bien évaluer l'évolution de ce contaminant pour ce type de poisson.

2.2.3 Évolution des concentrations moyennes de plomb

Au cours des dix dernières années, le MDDEFP a mesuré la concentration moyenne de plomb des meuniers noirs entiers en 2006 et en 2008. Les teneurs moyennes de 2006 furent évaluées à partir de meuniers noirs provenant des eaux du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Portneuf et Cap-Santé. En 2008, tous les spécimens analysés avaient été pris à la hauteur du pont de Québec. La teneur moyenne dans le meunier noir entier en 2006 était 0,1 mg/kg. En 2008, cette teneur était

0,0585 mg/kg. Selon les observations du MDDEFP, les concentrations moyennes de plomb dans le meunier noir entier ont diminué entre 2006 et 2008.

2.2.4 Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés

La contamination des biphényles polychlorés chez les meuniers noirs entiers fut évaluée par le MDDEFP en 2006 et en 2008. En 2006, la teneur moyenne de biphényles polychlorés présents dans le meunier noir entier était 154,76 µg/kg; cette teneur fut évaluée à partir des résultats d'analyses de meuniers noirs entiers de grande taille provenant des eaux de Portneuf, de l'anse Windsor à Lévis et de Cap-Santé. En 2008, la teneur moyenne de biphényles polychlorés dans le meunier entier était 98,5 µg/kg; elle fut établie à partir d'analyses de meuniers noirs entiers recueillis dans les eaux du fleuve Saint-Laurent à la hauteur du pont de Québec. La comparaison des observations de 2006 et 2008 montre qu'il y a eu une diminution des concentrations de biphényles polychlorés dans le meunier noir.

2.2.5 Évolution des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés

La contamination des meuniers noirs entiers par des dioxines et furanes chlorés fut mesurée par le MDDEFP en 2006 uniquement. La concentration moyenne des dioxines chlorées des meuniers noirs entiers était $4,29 \times 10^{-4}$ ng en EQT /kg et celle des furanes chlorés était $2,79 \times 10^{-1}$ ng en EQT /kg. Les concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés de 2006 furent évaluées à partir d'un échantillon de meuniers noirs de grande taille provenant des eaux de Portneuf, de l'Anse Windsor (à Lévis) et de Cap-Santé. D'autres études et analyses s'avèrent donc essentielles afin de mieux évaluer l'évolution de ce contaminant dans la chair des meuniers noirs.

2.3 État de la contamination des achigans à petite bouche

Cette sous-section décrit l'évolution des concentrations moyennes de mercure, de cadmium, de plomb, de biphényles polychlorés et de dioxines et furanes chlorés dans la chair des achigans à petite bouche des eaux du fleuve Saint-Laurent de la région de Québec.

2.3.1 Évolution des concentrations moyennes de mercure

Les concentrations moyennes de mercure dans la chair de l'achigan à petite bouche furent mesurées en 2005, 2006 et 2008. Les achigans analysés en 2005 furent prélevés à l'emplacement du quai Irving à Sillery. Les achigans analysés lors de l'étude de 2006 provenaient des eaux de

Portneuf, de l'anse Windsor à Lévis et de Cap-Santé. Les spécimens d'achigans étudiés en 2008 furent tous capturés à la hauteur du pont de Québec. Le tableau 2.3 expose les teneurs moyennes observées de mercure pour chacune des périodes d'échantillonnages de l'achigan à petite bouche.

Tableau 2.3 Concentrations moyennes de mercure dans la chair de l'achigan à petite bouche en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Petite taille		Moyenne taille		Grande taille		Total	
	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres totaux de poissons
2008	0,218	5	0,254	5	0,332	5	0,268	15
2006	0,146	3	0,228	4	0,2275	5	0,223	12
2005	0,120	1	s.o	s.o	s.o	s.o	0,120	1

La teneur moyenne de mercure dans la chair de l'achigan à petite bouche a plus que doublé de 2005 à 2008. Toutefois, il faut prendre en considération que les observations de 2005 reposent uniquement sur l'analyse d'un seul achigan et que cela peut avoir une influence quant à l'évaluation de la teneur moyenne de mercure dans la chair des achigans à petite bouche en 2005. Néanmoins, la comparaison des observations de 2006 et 2008 indique qu'il y a eu une augmentation de la concentration moyenne de mercure dans la chair de l'achigan à petite bouche. Les observations en fonction de la taille des poissons montrent également une augmentation des teneurs moyennes dans la chair des achigans à petite bouche de petite, moyenne et grande taille entre 2006 et 2008.

2.3.2 Évolution des concentrations moyennes de cadmium

La concentration moyenne de cadmium de l'achigan à petite bouche fut uniquement mesurée en 2006 par le MDDEFP; elle était 0,03 mg/kg. Cette teneur moyenne a été déterminée à partir d'échantillons d'achigans à petite bouche pêchés dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Cap-Santé. D'autres observations et analyses futures s'avèrent nécessaires afin d'expliciter l'évolution de la contamination de cadmium chez l'achigan à petite bouche.

2.3.3 Évolution des concentrations moyennes de plomb

En 2006 et en 2008, le MDDEFP a fait des analyses de la chair des achigans à petite bouche afin d'en évaluer les concentrations moyennes de plomb. Lors de l'évaluation de 2006, un échantillon

d'achigans à petite bouche de grande taille provenant des eaux du fleuve à la hauteur de Cap-Santé fut analysé. Une teneur moyenne de 0,1 mg/kg dans la chair de l'achigan à petite bouche fut déterminée en 2006. En 2008, des achigans à petite bouche de taille moyenne et de grande taille furent capturés dans les eaux du fleuve à la hauteur du pont de Québec. Les observations de 2008 permirent d'établir une teneur moyenne de 0,01095 mg/kg dans la chair de l'achigan à petite bouche. La comparaison des teneurs moyennes indique qu'une diminution des concentrations de plomb dans la chair de l'achigan à petite bouche est survenue entre 2006 et 2008.

2.3.4 Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés

Des teneurs moyennes de biphényles polychlorés dans l'achigan à petite bouche furent mesurées par le MDDEFP en 2006 et en 2008. En 2006, les analyses ont été faites pour un échantillon de trois achigans à petite bouche provenant du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Cap-Santé. En 2008, un échantillon de cinq achigans capturés à la hauteur du pont de Québec fut analysé. D'après les observations du MDDEFP, la concentration moyenne de biphényles polychlorés dans la chair de l'achigan à petite bouche est restée stable de 2006 à 2008. En effet, les concentrations moyennes de biphényles polychlorés dans la chair de l'achigan à petite bouche furent 22 µg/kg pour chacune des années d'évaluation.

2.3.5 Évolution des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés

Les analyses des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés dans la chair des achigans à petite bouche furent effectuées par le MDDEFP seulement en 2006. Les achigans à petite bouche ayant servi aux analyses de 2006 furent capturés dans les eaux du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Cap-Santé. Des dioxines et furanes chlorés dans la chair des achigans à petite bouche ont été non détectés en 2006. Malgré ceci, il serait approprié d'effectuer d'autres observations afin de s'assurer que les achigans à petite bouche ne sont pas affectés par ce contaminant.

2.4 État de la contamination des perchaudes

Cette sous-section décrit l'évolution des concentrations moyennes de mercure, de cadmium, de plomb, des biphényles polychlorés et des dioxines et furanes chlorés dans la chair des perchaudes au cours de la dernière décennie.

2.4.1 Évolution des concentrations moyennes de mercure

Des teneurs moyennes de mercure dans la chair des perchaudes ont pu être précisées en 2003, 2005, 2006 et 2008. Les perchaudes analysées en 2003 provenaient des eaux du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de l'Anse Gingras à Saint-Nicolas. Les perchaudes analysées en 2005 furent prises à la hauteur du quai Irving à Sillery. En 2006, les perchaudes furent pêchées à la hauteur de Portneuf et de Cap-Santé. Quant aux perchaudes analysées en 2008, elles furent capturées à la hauteur du pont de Québec. Le tableau 2.4 expose les teneurs moyennes de mercure dans la chair des perchaudes.

Tableau 2.4 Concentrations moyennes de mercure dans la chair de la perchaude en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Petite taille		Moyenne taille		Grande taille		Total	
	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres totaux de poissons
2008	0,108	8	0,152	10	0,252	6	0,162	24
2006	s.o	s.o	0,125	6	0,33	1	0,154	7
2005	0,07	2	0,17	2	s.o	s.o	0,12	4
2003	0,100	8	0,120	9	0,250	7	0,157	24

Les données du tableau 2.4 indiquent que la teneur moyenne de mercure dans la perchaude a augmenté depuis 2003. En comparant les observations en fonction de la taille du poisson, il ressort que les perchaudes de moyenne et de petite taille ont vu leurs teneurs moyennes de mercure augmenter entre 2003 et 2008. Par contre, l'évolution des teneurs moyennes de mercure dans la chair des perchaudes de grande taille ne fut pas constante depuis 2003. Ces teneurs moyennes ont augmenté en 2005 et, par la suite, descendu en 2008 à une valeur de concentration moyenne similaire à celle de 2003.

2.4.2 Évolution des concentrations moyennes de cadmium

Des analyses du MDDEFP ont permis d'explicitier une teneur moyenne de cadmium dans la perchaude pour l'année 2006 uniquement. Elle fut mesurée à partir d'un échantillon de perchaudes capturées à la hauteur de Portneuf; elle était 0,003 mg/kg. Des analyses additionnelles de teneurs en cadmium dans la perchaude sont donc requises afin de mieux évaluer le risque encouru par ces poissons envers ce contaminant.

2.4.3 Évolution des concentrations moyennes de plomb

Le MDDEFP a mené des campagnes d'analyses des concentrations de plomb dans la chair des perchaudes en 2006 et 2008. Les observations de 2006 furent obtenues à partir de spécimens capturés à la hauteur de Portneuf. Ces observations ont permis d'établir une teneur moyenne de plomb dans la chair des perchaudes de 0,1 mg/kg en 2006. En 2008, l'analyse de spécimens prélevés à la hauteur du pont de Québec a permis de préciser une concentration moyenne de plomb de 0,006 mg/kg dans la chair des perchaudes. La comparaison de ces teneurs moyennes indique qu'une diminution des concentrations de plomb dans la chair des perchaudes est survenue depuis 2006.

2.4.4 Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés

Des teneurs en biphényles polychlorés dans la chair des perchaudes ont pu être précisées en 2002 et 2006 à partir des résultats d'analyses du MDDEFP. La teneur en biphényles polychlorés dans la chair des perchaudes en 2003 fut évaluée à partir d'un échantillon de perchaudes capturées à la hauteur de l'Anse Gingras à Saint-Nicolas. En 2008, la concentration moyenne de biphényles polychlorés dans la chair des perchaudes fut obtenue après l'analyse de spécimens prélevés à la hauteur de Portneuf. La teneur moyenne de biphényles polychlorés dans la chair des perchaudes en 2003 fut 6,3 µg/kg, tandis qu'en 2006 cette teneur fut 3,2 µg/kg. Ces résultats montrent une diminution de la présence de biphényles polychlorés dans la chair des perchaudes de 2003 à 2006.

2.4.5 Évolution des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés

Le MDDEFP a analysé uniquement en 2006 les teneurs de dioxines et furanes chlorés dans la chair de perchaudes prises dans les eaux du fleuve à la hauteur de Portneuf. Des dioxines et furanes chlorés ne furent pas détectés.

2.5 État de la contamination des bars d'Amérique

Cette sous-section décrit l'évolution des concentrations moyennes du mercure, du cadmium, du plomb, des biphényles polychlorés et des dioxines et furanes chlorés dans la chair des bars d'Amérique des eaux du fleuve Saint-Laurent de la région de Québec.

2.5.1 Évolution des concentrations moyennes de mercure

Au cours de la dernière décennie, le MDDEFP a mesuré des concentrations moyennes de mercure dans la chair des bars d'Amérique à trois reprises, soit en 2007, en 2008 et en 2009. En 2007, la concentration moyenne de mercure dans la chair du bar d'Amérique fut déterminée à partir d'analyses effectuées chez des poissons prélevés dans le Saint-Laurent à la hauteur de Portneuf, de Saint-Romuald, de l'île d'Orléans et de l'Anse au Foulon. La concentration moyenne de mercure dans la chair des bars d'Amérique en 2008 fut établie en se basant sur un échantillon de bars capturés à la hauteur de Saint-Romuald, de l'île d'Orléans et de l'Anse au Foulon. La teneur moyenne de mercure dans la chair des bars d'Amérique en 2009 fut précisée à partir d'échantillons de bars prélevés à la hauteur du pont de Québec. Le tableau 2.5 montre les concentrations moyennes de mercure dans la chair des bars d'Amérique en 2007, 2008 et 2009.

Tableau 2.5 Concentrations moyennes de mercure dans la chair du bar d'Amérique en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Petite taille		Moyenne taille		Grande taille		Total	
	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres totaux de poissons
2009	s.o	s.o	0,57	2	0,4	2	0,485	4
2008	s.o	s.o	0,173	6	0,216	5	0,193	11
2007	0,139	7	0,15	5	0,407	3	0,196	15

Le tableau 2.5 montre que la concentration moyenne de mercure dans la chair des bars d'Amérique a plus que doublé de 2007 à 2009. Ceci est surtout dû aux bars d'Amérique de taille moyenne qui ont triplé leur concentration moyenne de mercure dans leur chair depuis 2007.

2.5.2 Évolution des concentrations moyennes de cadmium

Le MDDEFP a évalué les teneurs moyennes de cadmium dans la chair des bars d'Amérique de grande et moyenne taille en 2007 et en 2009. Tous les spécimens de bars d'Amérique analysés en 2007 et en 2009 furent prélevés à la hauteur de Portneuf. En 2007, la concentration moyenne de cadmium dans la chair des bars d'Amérique de taille moyenne était 0,009 mg/kg et la concentration moyenne dans la chair de ceux de grande taille étaient 0,003 mg/kg; la concentration moyenne totale de cadmium dans la chair des bars d'Amérique était 0,006 mg/kg pour 2007. En 2009, les concentrations moyennes de cadmium dans la chair étaient 0,009 mg/kg autant pour les bars

d'Amérique de grande taille que de moyenne taille. La concentration moyenne de cadmium dans la chair des bars d'Amérique en 2009 était 0,009 mg/kg. La comparaison de ces valeurs indique que la concentration moyenne totale de cadmium dans la chair des bars d'Amérique a augmenté entre les analyses de 2007 et celles de 2009. Cette augmentation s'explique par la teneur moyenne de cadmium dans la chair des bars d'Amérique de grande taille qui a triplé depuis 2007.

2.5.3 Évolution des concentrations moyennes de plomb

Des concentrations de plomb dans le bar d'Amérique de la région de Québec furent évaluées par le MDDEFP en 2007, 2008 et 2009. Lors de ces trois évaluations, les bars analysés furent capturés à la hauteur de Portneuf. Le tableau 2.6 montre les concentrations moyennes de plomb dans la chair des bars d'Amérique.

Tableau 2.6 Concentrations moyennes de plomb dans la chair du bar d'Amérique en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Moyenne taille		Grande taille		Total	
	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres totaux de poissons
2009	0,001	3	0,001	6	0,001	9
2008	0,002	9	0,002	9	0,002	18
2007	0,002	8	0,100	8	0,0511	16

De 2007 à 2009, les bars d'Amérique ont diminué leurs concentrations de plomb dans leurs chairs de façon importante. Cette diminution est principalement due à la réduction des teneurs moyennes de plomb dans la chair des bars d'Amérique de grande taille.

2.5.4 Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés

Deux études de suivi de la contamination de biphényles polychlorés dans la chair des bars d'Amérique furent effectuées en 2007 et en 2009 par le MDDEFP. Ces deux études furent effectuées chez des bars d'Amérique provenant des eaux du fleuve à la hauteur de Portneuf. Le tableau 2.7 expose les concentrations moyennes de biphényles polychlorés dans la chair des bars d'Amérique en 2007 et en 2009.

Tableau 2.7 Concentrations moyennes des biphényles polychlorés dans la chair du bar d'Amérique en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Moyenne taille		Grande taille		Total	
	Teneurs moyennes en µg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneur moyenne en µg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en µg/kg (chair)	Nombres totaux de poissons
2009	11	8	48	6	26,857	14
2007	s.o	s.o	56	8	56	8

Les teneurs moyennes établies par le MDDEFP montrent qu'en général la concentration moyenne de biphényles polychlorés a diminué de moitié dans la chair des bars d'Amérique entre 2007 et 2009. Toutefois, si les concentrations moyennes sont analysées selon la classe de taille du poisson, il appert que cette diminution est moins importante chez les bars d'Amérique de grande taille. En effet, la diminution importante de biphényles polychlorés dans les bars d'Amérique entre 2007 et 2008 est due au fait qu'en 2009 des bars d'Amérique de moyennes tailles furent analysés, ce qui ne fut pas le cas en 2007. Une prudence doit donc être adoptée lors de la comparaison des teneurs moyennes de biphényles polychlorés pour ces deux périodes.

2.5.5 Évolution des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés

Des évaluations des teneurs de dioxines et furanes chlorés dans la chair des bars d'Amérique furent menées en 2007 et en 2009 par le MDDEFP. Il est important de noter que ces teneurs moyennes de dioxines et furanes chlorés furent évaluées à partir d'homogénats de bars d'Amérique dont les spécimens ne provenaient pas tous de la masse des eaux de la région de Québec. En 2007, une teneur moyenne de dioxines et furanes chlorés dans la chair d'un homogénat de bars d'Amérique de taille moyenne fut mesurée à partir de spécimens provenant des eaux de l'Anse au Foulon, de Kamouraska et de Rivière-Ouelle. De plus, en 2007, le MDDEFP a fait une autre évaluation de la teneur moyenne de dioxines et furanes chlorés dans la chair d'un homogénat de bars d'Amérique; cependant, celle-ci utilisa des spécimens de grande taille. L'homogénat de bars d'Amérique de grande taille a été obtenu à partir de spécimens provenant des eaux du Saint-Laurent à hauteur de Saint-Romuald, de l'Anse au Foulon, de Rivière-Ouelle et de Kamouraska. En 2009, les concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés dans la chair furent mesurées par le MDDEFP à partir d'un homogénat de bars d'Amérique de grande taille composé de spécimens recueillis à la hauteur du pont de Québec, de Kamouraska et de Rivière-Ouelle. Il est important de noter que les eaux du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Kamouraska et de Rivière-Ouelle sont situées hors de la masse des eaux de la région de Québec. Le

tableau 2.8 expose les résultats pour les teneurs moyennes en dioxines et furanes chlorés évalués par le MDDEFP en 2007 et en 2009 dans la chair des bars d'Amérique.

Tableau 2.8 Concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés dans la chair du bar d'Amérique pour 2009 et 2007 (inspiré de : MDDEFP 2013b)

Années	Teneurs moyennes de dioxines chlorées dans la chair (ng en EQT/kg)			Teneurs moyennes de furanes chlorés dans la chair (ng en EQT/kg)		
	Taille moyenne	Taille grande	Totale	Taille moyenne	Taille grande	Totale
2009	s.o.	n.d.	n.d.	s.o.	0,04	0,04
2007	n.d.	n.d.	n.d.	0,05	0,05	0,05

Le tableau 2.8 révèle une légère diminution des concentrations de furanes chlorés dans la chair des bars d'Amérique entre 2007 et 2009. Cependant, il faut être prudent lors de l'interprétation de ces résultats pour la région de Québec, car des lieux de prélèvement sont situés hors de la masse des eaux de la région de Québec. Des analyses supplémentaires visant uniquement les bars d'Amérique des eaux du fleuve Saint-Laurent de la région Québec sont donc nécessaires afin de mieux évaluer la problématique locale des dioxines et furanes chlorés pour cette espèce.

2.6 État de la contamination des dorés jaunes

Cette sous-section décrit l'évolution des concentrations moyennes de mercure, de plomb, de cadmium, de biphényles polychlorés et de dioxines et furanes chlorés retrouvés dans le doré jaune habitant les eaux du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de la région de Québec.

2.6.1 Évolution des concentrations moyennes de mercure

Le MDDEFP a effectué des évaluations de concentrations moyennes de mercure dans la chair des dorés jaunes à quatre reprises entre 2002 et 2012. La première évaluation a eu lieu en 2005 à partir d'un échantillonnage de dorés jaunes recueillis à la hauteur du quai Irving à Sillery. Par la suite, en 2006, une seconde évaluation fut effectuée à partir d'un échantillonnage de poissons provenant des eaux du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Portneuf, de Cap-Santé et de l'Anse Windsor à Lévis. En 2008, la troisième étude a été faite à l'aide de dorés jaunes capturés à la hauteur du pont de Québec. En 2010, les évaluations furent effectuées à partir de dorés jaunes provenant des eaux à la hauteur de Cap-Santé et de l'Anse Gingras à Lévis. Le tableau 2.9

présente les concentrations moyennes de mercure dans la chair des dorés jaunes de la région de Québec.

Tableau 2.9 Concentrations moyennes de mercure dans la chair du doré jaune en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Petite taille		Moyenne taille		Grande taille		Total	
	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres totaux de poissons
2010	0,1	1	0,295	2	s.o	s.o	0,23	3
2008	0,264	5	0,278	5	0,832	5	0,458	15
2006	0,225	25	0,382	13	0,88	9	0,394	47
2005	0,175	2	0,2	1	s.o	s.o	0,143	8

Le tableau 2.9 indique que la concentration moyenne de mercure dans la chair des dorés jaunes a augmenté depuis 2005 et atteint un niveau maximum en 2008. La teneur de mercure moyenne dans la chair des dorés jaunes avait augmenté de 2005 à 2008 et par la suite avait diminué en 2010. Ces observations doivent être interprétées avec prudence car, en 2006 et 2008, des spécimens de grande taille furent utilisés pour évaluer les teneurs moyennes de mercure dans la chair des dorés jaunes, ce qui ne fut pas le cas lors des évaluations de 2005 et de 2010. Cette présence ou absence de dorés jaunes de grande taille peut avoir une influence sur les interprétations des concentrations moyennes de mercure chez ces poissons.

2.6.2 Évolution des concentrations moyennes de cadmium

La concentration de cadmium dans la chair des dorés jaunes fut évaluée par le MDDEFP en 2006 et 2010. En 2006, la teneur moyenne de cadmium dans la chair des dorés jaunes était 0,003 mg/kg. La teneur moyenne en 2006 fut établie à partir de dorés capturés dans les eaux du Saint-Laurent à Portneuf et Cap-Santé. En 2010, la teneur moyenne de cadmium dans la chair des dorés jaunes était 0,009 mg/kg. Cette teneur fut précisée à partir de dorés jaunes recueillis à la hauteur de l'Anse Gingras à Saint-Nicolas. La comparaison des teneurs moyennes indique que les dorés jaunes ont eu une augmentation des concentrations moyennes de cadmium dans leur chair entre 2006 et 2010.

2.6.3 Évolution des concentrations moyennes de plomb

Le MDDEFP a procédé à trois reprises en 2006, 2008 et 2010 à l'évaluation des concentrations de plomb dans la chair des dorés jaunes. Lors de l'évaluation de 2007, les poissons échantillonnés

provenaient des eaux du Saint-Laurent à la hauteur de Cap-Santé et de Portneuf. En 2008, les dorés jaunes analysés furent recueillis à la hauteur du pont de Québec. En 2010, les dorés jaunes provenaient des eaux du fleuve à la hauteur de l'anse Gingras à Saint-Nicolas. Le tableau 2.10 expose les teneurs moyennes de plomb dans la chair des dorés jaunes pour 2008, 2009 et 2010.

Tableau 2.10 Concentrations moyennes de plomb dans la chair du doré jaune en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Moyenne taille		Grande taille		Total	
	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres totaux de poissons
2010	0,001	2	s.o	s.o	0,001	2
2008	0,012	5	0,003	5	0,008	10
2006	0,100	3	0,100	8	0,100	3

Les données du tableau 2.10 montrent que la teneur moyenne de plomb dans la chair des dorés a considérablement diminué depuis 2006.

2.6.4 Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés

Le MDDEFP a évalué des concentrations de biphényles polychlorés dans la chair des dorés jaunes en 2006 et 2008. Les échantillons de dorés jaunes, en 2006 provenaient de Portneuf et de Cap-Santé. En 2008, les dorés jaunes analysés furent tous capturés à la hauteur du pont de Québec. Le tableau 2.11 présente les teneurs moyennes de biphényles polychlorés dans la chair des dorés jaunes en 2006 et 2008.

Tableau 2.11 Concentrations moyennes des biphényles polychlorés dans la chair du doré jaune en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Moyenne taille		Grande taille		Total	
	Teneurs moyennes en µg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en µg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en µg/kg (chair)	Nombres totaux de poissons
2008	s.o	s.o	62	8	62	8
2006	38	3	100	5	76,75	8

Le tableau 2.11 explicite que la concentration moyenne de biphényles polychlorés dans la chair des dorés jaunes a diminué depuis 2006. Cette diminution est attribuable à celle des concentrations de biphényles polychlorés dans la chair des dorés jaunes de grande taille; elles ont descendu de 100 µg/kg en 2006 à 62 µg/kg en 2008.

2.6.5 Évolution des concentrations moyennes de dioxines et de furanes chlorés

En 2006, le MDDEFP a mené une seule campagne d'analyse des dioxines et furanes chlorés dans la chair des dorés jaunes de grande et moyenne taille. Des dioxines et furanes chlorés ont été non détectés. Les spécimens qui ont été analysés en 2006 provenaient de Portneuf et de Cap-Santé.

2.7 États de la contamination des dorés noirs

Cette section décrit l'évolution des concentrations de mercure, de cadmium, de plomb, de biphényles polychlorés et de dioxines et furanes chlorés dans les dorés noirs des eaux de Québec.

2.7.1 Évolution des concentrations moyennes de mercure

Lors de la dernière décennie, le MDDEFP a évalué à trois reprises en 2005, 2006 et 2008 les concentrations moyennes de mercure dans la chair des dorés noirs. L'évaluation de 2005 a été faite à partir de spécimens capturés au quai Irving à Sillery. La seconde évaluation en 2006 a eu lieu à partir de dorés noirs recueillis à Portneuf, à Cap-Santé et à l'Anse Windsor à Lévis. Lors de l'étude de 2008, les échantillons de dorés noirs provenaient des eaux du Saint-Laurent à la hauteur du pont de Québec. Le tableau 2.12 précise les concentrations moyennes obtenues.

Tableau 2.12 Concentrations moyennes de mercure dans la chair du doré noir en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Petite taille		Moyenne taille		Grande taille		Total	
	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres totaux de poissons
2008	0,203	4	0,282	5	0,412	5	0,306	14
2006	0,196	18	0,294	28	0,573	31	0,383	77
2005	s.o	s.o	0,402	5	0,48	5	0,441	10

Les valeurs du tableau 2.12 montrent qu'il y a eu une réduction des teneurs moyennes de mercure dans la chair des dorés noirs entre 2005 et 2008. Les dorés noirs de grande et moyenne taille ont diminué leurs concentrations moyennes dans leur chair entre 2005 et 2008. Par contre, les dorés

noirs de petite taille ont augmenté leurs concentrations moyennes de mercure dans leur chair entre 2006 et 2008.

2.7.2 Évolution des concentrations moyennes de cadmium

Des études de concentrations moyennes de cadmium dans la chair du doré noir furent menées par le MDDEFP uniquement en 2006. Les spécimens de dorés noirs utilisés lors de ces études furent capturés à la hauteur de Portneuf et de Cap-Santé. En 2006, la teneur moyenne de cadmium dans la chair des dorés noirs était 0,003 mg/kg. D'autres études sont nécessaires afin d'évaluer l'évolution de cadmium dans la chair des dorés noirs de la région de Québec.

2.7.3 Évolution des concentrations moyennes de plomb

Des analyses furent menées par le MDDEFP en 2006 et en 2008 afin d'évaluer les concentrations de plomb dans la chair des dorés noirs. Les spécimens des analyses de 2006 furent pêchés à la hauteur de Portneuf et de Cap-Santé. Les dorés noirs analysés en 2008 furent capturés à la hauteur du pont de Québec. Les concentrations moyennes de plomb dans la chair des dorés noirs ont beaucoup diminué, car elles ont descendu de 0,1 mg/kg en 2006 à 0,018 mg/kg en 2008.

2.7.4 Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés

Le MDDEFP a évalué les concentrations de biphényles polychlorés dans la chair des dorés noirs en 2006 et 2008. Les échantillons de dorés noirs utilisés lors des analyses en 2006 furent capturés à la hauteur de Portneuf, de Cap-Santé et de l'Anse Windsor à Lévis. Les spécimens utilisés pour les analyses de 2008 furent tous prélevés à la hauteur du pont de Québec. Les concentrations moyennes dans la chair des dorés noirs furent 35,1 µg/kg en 2006 et 31 µg/kg en 2008. Ces observations indiquent une légère diminution des concentrations de biphényles polychlorés dans la chair des dorés noirs entre 2006 et 2008.

2.7.5 Évolution des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés

Une analyse des dioxines et furanes chlorés dans la chair des dorés noirs a été faite par le MDDEFP uniquement en 2006. Les échantillons de dorés noirs analysés provenaient de Portneuf, de Cap-Santé et de l'Anse Windsor à Lévis. Des dioxines et furanes chlorés n'ont pas été détectés.

2.8 États de la contamination de la barbue de rivière

Cette sous-section décrit l'évolution des contaminations de mercure, de plomb, de cadmium, de biphényles polychlorés et des dioxines et furanes chlorés dans la chair des barbues de rivière dans les eaux de la région de Québec.

2.8.1 Évolution des concentrations moyennes de mercure

En 2005, 2006, 2008, 2009 et 2010, le MDDEFP a effectué des analyses des concentrations moyennes de mercure dans la chair des barbues de rivière. En 2005, les analyses ont été faites à partir de barbues de rivière capturées au quai Irving à Sillery. L'étude de 2007 fut menée chez des spécimens de barbues de rivière recueillis à la hauteur de Portneuf et de Cap-Santé. En 2008, le MDDEFP a analysé des barbues de rivière pêchées à la hauteur du pont de Québec. Les observations de 2009 furent obtenues pour des barbues de rivière provenant des eaux du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Cap-Santé. Enfin en 2010, le MDDEFP a analysé la chair de barbues de rivière capturées à Cap-Santé et à l'Anse Gingras à Saint-Nicolas. Le tableau 2.13 regroupe les résultats lors de ces cinq études.

Tableau 2.13 Concentrations moyennes de mercure dans la chair de la barbue de rivière en fonction de la taille et de l'année de prélèvement des échantillons (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Petite taille		Moyenne taille		Grande taille		Total	
	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres de poissons	Teneurs moyennes en mg/kg (chair)	Nombres totaux de poissons
2010	s.o	s.o	0,453	4	0,3	7	0,356	11
2009	s.o	s.o	0,7	2	1,667	3	1,28	5
2008	0,24	4	0,276	5	0,368	5	0,299	14
2006	0,23	3	0,254	5	0,464	10	0,367	18
2005	0,12	1	0,143	3	0,575	2	0,283	6

Les valeurs du tableau 2.13 soutiennent que la teneur moyenne de mercure dans la chair de la barbue de rivière a augmenté depuis 2005. Les barbues de rivière ayant une taille moyenne ont eu les augmentations de concentration de mercure les plus importantes; elles ont triplé leur concentration moyenne de mercure dans leur chair entre 2005 et 2010. Il faut noter que les concentrations moyennes observées dans la chair des barbues de rivière ont atteint un niveau

maximum en 2009 avant de redescendre en 2010. Les concentrations moyennes en 2009 étaient quatre fois supérieures aux concentrations moyennes observées pour toute autre année d'évaluation.

2.8.2 Évolution des concentrations moyennes de cadmium

Le MDDEFP a fait des analyses des teneurs en cadmium dans la chair des barbues de rivière en 2006, 2009 et 2010. Les analyses de 2006 furent effectuées chez des barbues de rivière capturées dans les eaux du fleuve Saint-Laurent à hauteur de Portneuf et Cap-Santé. En 2009, les barbues de rivière analysées provenaient de Cap-Santé. Finalement, en 2010, les analyses ont été faites chez des barbues provenant de l'Anse Gingras à Saint-Nicolas et de Cap-Santé. En 2006, la concentration moyenne de cadmium dans la chair des barbues de rivière était 0,003 mg/kg. En 2009 et 2010, la teneur moyenne de cadmium dans la chair fut 0,009 mg/kg pour chacune des années. De 2006 à 2009, les concentrations moyennes de cadmium ont triplé dans la chair des barbues de rivière et sont ensuite restées à ce niveau en 2010.

2.8.3 Évolution des concentrations moyennes de plomb

Les concentrations moyennes de plomb furent mesurées par le MDDEFP en 2006, 2008, 2009 et 2010. Les barbues de rivière qui furent analysées en 2006 provenaient des eaux de Cap-Santé et de Portneuf. En 2008, les barbues analysées ont été pêchées à la hauteur du pont de Québec. Les évaluations de 2009 furent faites pour des barbues de rivières capturées à l'Anse Gingras à Saint-Nicolas. En 2010, les barbues de rivière ayant servi aux analyses du MDDEFP furent prises à Cap-Santé et à l'Anse Gingras à Saint-Nicolas. Les teneurs moyennes de plomb dans la chair des barbues de rivière étaient 0,1 mg/kg en 2006, 0,012 mg/kg en 2009, 0,003 mg/kg en 2009 et 0,002 mg/kg en 2010. Ces valeurs révèlent une diminution des concentrations moyennes de plomb dans la chair des barbues de rivière entre 2006 et 2010.

2.8.4 Évolution des concentrations moyennes de biphényles polychlorés

Les biphényles polychlorés dans la chair des barbues de rivière furent analysés par le MDDEFP lors de campagnes d'analyses en 2006, 2008, 2009 et 2010. En 2006, le MDDEFP a mené ses analyses chez des barbues de rivière provenant des eaux de Portneuf et de Cap-Santé. En 2008, les analyses se firent pour des spécimens capturés à hauteur du pont de Québec. En 2009, les barbues provenaient de Cap-Santé. Finalement, en 2010, le MDDEFP a analysé la chair des barbues de rivière capturées à la hauteur de l'Anse Gingras à Saint-Nicolas. Les concentrations

moyennes de biphényles polychlorés dans la chair des barbues de rivière étaient 331,7 µg/kg en 2006, 200 µg/kg en 2008, 130 µg/kg pour 2009 et 170 µg/kg en 2010. Ces résultats montrent qu'il y a eu une diminution de moitié des concentrations moyennes de biphényles polychlorés dans la chair des barbues de rivière entre 2006 et 2010.

2.8.5 Évolution des concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés

En 2006, 2009 et 2010, le MDDEFP a effectué des évaluations de la concentration des dioxines et furanes chlorés dans la chair des barbues de rivière. En 2006, le MDDEFP mena ses analyses pour des barbues provenant de Portneuf et de Cap-Santé. En 2009, les barbues analysées furent capturées dans les eaux de Cap-Santé. En 2010, les barbues provenaient de l'Anse Gingras à Saint Nicolas. Le tableau 2.14 montre les concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés dans la chair des barbues pour 2006, 2009 et 2010.

Tableau 2.14 Concentrations moyennes de dioxines et furanes chlorés dans la chair de la barbue de rivière en fonction de l'année de prélèvement des échantillons (inspiré de : MDDEFP, 2013b)

Années	Teneurs moyennes de dioxines chlorées dans la chair (ng en EQT/kg)	Teneurs moyennes de furanes chlorés dans la chair (ng en EQT/kg)	Teneurs moyennes totales de dioxines et furanes chlorés (ng en EQ/kg)	Nombres de poissons analysés
2010	0,04	0,315	0,355	5
2009	0,002	n.d.	0,002	4
2006	0,49	n.d.	0,49	10

Il ressort que les teneurs moyennes de dioxines chlorées dans la chair des barbues de rivière ont légèrement diminué de 2006 à 2010 tandis que les concentrations moyennes de furanes chlorés sont passées d'un niveau non détecté en 2006 et en 2009 à 0,315 ng en EQT/kg en 2010. Cependant, même si la teneur moyenne de furanes chlorés a augmenté dans la chair des barbues de rivière depuis 2006, la concentration moyenne totale de dioxines et furanes chlorés a diminué entre 2006 et 2010.

2.9 États de la contamination du grand brochet

En raison de l'absence de données pour le cadmium, le plomb, les biphényles polychlorés et les dioxines et furanes chlorés, cette section décrit uniquement l'évolution de la contamination du mercure dans la chair des grands brochets du fleuve Saint-Laurent à Québec.

Le MDDEFP a réalisé en 2005 et 2006, des analyses de concentrations moyennes de mercure dans la chair de grands brochets. En 2005, un spécimen de grand brochet fut capturé à la hauteur du quai Irving à Sillery. En 2006, il y eut également un spécimen de grand brochet prélevé à la hauteur de l'Anse au Foulon à Lévis. La teneur moyenne de mercure dans la chair du grand brochet fut 0,24 mg/kg en 2005 et 0,25 mg/kg en 2006. Selon ces observations, la concentration de mercure dans la chair des grands brochets est restée constante entre les deux années d'analyses. Toutefois, ces données doivent être interprétées avec prudence, étant donné le faible nombre de spécimens analysés par le MDDEFP en 2005 et en 2006. D'autres analyses doivent être conduites afin de mieux mesurer l'évolution de la contamination de mercure dans les grands brochets de la région de Québec.

3 RISQUES TOXICOLOGIQUES POUR LES PÊCHEURS SPORTIFS

Ce chapitre décrit et évalue les risques non cancérogènes encourus par les pêcheurs sportifs à la suite d'une consommation chronique de poissons d'intérêt sportif capturés dans les eaux du fleuve Saint-Laurent de la région de Québec.

3.1 Description générale des effets toxicologiques

Cette section présente les effets toxicologiques que courent les pêcheurs lors de l'ingestion de contaminants ciblés provenant de la consommation régulière de poissons de pêche sportive dépassant les doses journalières admissibles provisoires (DJAP) établies par Santé Canada et présentées plus loin au tableau 3.1.

3.1.2 Effets toxicologiques du mercure

Divers facteurs influencent la sévérité des effets de santé que présente le mercure chez l'humain (USEPA, 2012b). Ces facteurs sont la forme du mercure, les doses ingérées, l'âge de la personne, la durée de l'exposition, la voie d'exposition et la santé globale de l'individu exposé (USEPA 2012b).

Les effets du mercure sur la santé sont multiples. Le mercure inorganique peut causer de l'insuffisance rénale et des dommages gastro-intestinaux (SC, 2009). L'exposition à des teneurs élevées de mercure inorganique peut causer une transpiration excessive, une fibrillation musculaire et une hypotension ou hypertension artérielle (SC, 2009).

Le mercure sous forme de méthylmercure (MeHg) est une substance qui s'introduit facilement dans le cerveau et qui peut y rester longtemps (SC, 2009). Les enfants sont les plus sensibles au MeHg (SC, 2009). Les effets d'une exposition élevée de MeHg chez les enfants peuvent se traduire, entre autres, par une baisse du quotient intellectuel, des retards verbaux et moteurs et des crises d'épilepsie (SC, 2009). Les femmes enceintes sont également sensibles à des teneurs élevées de MeHg (SC, 2009). Le risque du mercure chez la femme enceinte entraîne des effets négatifs chez les fœtus (SC, 2009). De fait, le MeHg peut pénétrer dans le placenta et s'accumuler dans le cerveau et les tissus du fœtus, ce qui peut affecter le cerveau du bébé et son système nerveux (SC, 2009 et USEPA, 2012b). Chez la population adulte, une exposition à des teneurs élevées de MeHg peut engendrer, entre autres, des troubles visuels, des problèmes de surdité, une perte de coordination musculaire, des troubles de la mémoire et des déficiences intellectuelles (SC, 2009).

3.1.2 Effets toxicologiques du cadmium

Selon l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR), une ingestion régulière de teneur élevée de cadmium peut entraîner certains risques non cancérogènes tels des maladies rénales comme la protéinurie, une diminution du taux de filtration glomérulaire et une augmentation de la fréquence de pierres aux reins (ATSDR, 2012). Une ingestion chronique du cadmium peut provoquer également la maladie itaï-itaï qui fut observée au Japon (SC, 1986). La maladie itaï-itaï se présente surtout chez les femmes âgées ayant eu une grande descendance et se traduit par des douleurs lombaires, des myalgies et des fractures spontanées avec la déformation du squelette (SC, 1986). D'après l'ATSDR, bien que des études du cadmium sur le développement des humains soient très limitées, certaines évidences permettent de croire que le cadmium pourrait jouer un rôle dans la diminution du poids à la naissance des nouveaux nés exposés à cette substance par l'entremise de leur mère (ATSDR, 2012).

3.1.3 Effets toxicologiques du plomb

L'ingestion d'aliments est considérée comme l'une des voies principales d'exposition au plomb (USEPA, 2012c). Ce métal est une substance qui s'accumule dans les os et les tissus mous (USEPA 2012c). Les enfants constituent le groupe d'âge le plus sensible aux effets toxicologique du plomb (SC, 2013). Une exposition de faible dose de plomb peut avoir certains effets sur le développement intellectuel et le comportement des enfants (SC, 2013). Pour la population en général, une exposition à des taux élevés de plomb peut notamment causer des maladies rénales, des retards mentaux, de l'anémie et des problèmes de reproduction (USEPA, 2012c). L'exposition chronique au plomb peut avoir des effets cardiovasculaires négatifs sur l'humain tels un accident vasculaire cérébral, un infarctus du myocarde, une cardiotoxicité et une artériopathie périphérique (SC, 2013). Le plomb s'avère aussi cancérogène (SC, 2013).

3.1.4 Effets toxicologiques des biphényles polychlorés

Les grands consommateurs de certains poissons de pêche sportive risquent d'avoir des effets négatifs dus aux biphényles polychlorés (SC, 2005a). Selon le *World Health Organisation* (WHO), des études montrent que l'exposition aux biphényles polychlorés peut accroître les risques de cancers du système digestif notamment le cancer du foie (WHO, 2003). D'après Santé Canada, certaines évidences montrent que l'exposition à de faibles doses de biphényles polychlorés peut avoir des effets sur le développement des jeunes enfants et des nouveaux nés (SC, 2005b). L'exposition aux biphényles polychlorés est également associée à de faibles niveaux de

croissance, des effets neurologiques, des effets sur le système immunitaire et des effets endocriniens (WHO, 2003 et USEPA, 2012d). L'exposition élevée aux biphényles polychlorés est aussi associée à des augmentations de la tension artérielle, des triglycérides sériques et du cholestérol sérique chez l'humain (USEPA, 2012d).

3.1.5 Effets toxicologiques des dioxines et furanes chlorés

D'après Santé Canada (2005a), plusieurs études ont explicité un large éventail d'effets négatifs à la suite d'une exposition aux dioxines et furanes chlorés chez l'humain. Ces effets négatifs sont notamment des maladies de la peau et du foie, des atteintes au système immunitaire, des dommages au système endocrinien et des endommagements aux fonctions reproductrices (SC, 2005a et USEPA, 2012e). Les dioxines et furanes chlorés peuvent également provoquer certains cancers chez l'humain (SC, 2005a et USEPA, 2012e).

3.2 Évaluation du risque toxicologique

Selon l'INSPQ (2012), une évaluation du risque toxicologique est une méthode qui vise à déterminer la probabilité qu'une exposition à des contaminants d'origines chimiques, physiques ou biologiques produise des effets négatifs sur la santé humaine. L'INSPQ a établi des lignes directrices afin de réaliser ce type d'évaluation. Elles déterminent quatre étapes à suivre lors de la réalisation d'une évaluation de risque toxicologique (INSPQ, 2012). Ces étapes sont :

1. Identification du danger,
2. Caractérisation toxicologique,
3. Estimation de l'exposition
4. Estimation du risque toxicologique non cancérogène et estimation du risque additionnel de cancer.

3.2.1 Identification du danger

Dans le présent essai, l'évaluation des risques toxicologiques se limite à la consommation des poissons de pêche sportive et se base sur les teneurs moyennes de contaminants les plus récentes qui se trouvent dans ces poissons (chapitre 2). Les populations humaines pour lesquelles cette

évaluation du risque toxicologique est produite sont des adultes âgées de 20 ans et plus, des femmes de 20 ans et plus, une population âgée entre 12 et moins de 20 ans, des enfants entre 5 et moins de 12 ans et des enfants entre 0,5 et moins de 5 ans.

3.2.2 Caractérisation toxicologique

L'étape de la caractérisation toxicologique consiste à choisir des valeurs toxicologiques de référence (VTR) afin de permettre une évaluation du risque toxique non cancérogène (section 3.4) (INSPQ, 2012). La caractérisation toxicologique est également l'étape où des estimateurs de risque des effets cancérogènes sont établis (INSPQ, 2012), lesquels sont communément appelés coefficients de cancérogénicité (CC) et sont définis pour tous les contaminants classés cancérogènes ou probablement cancérogènes par le Centre International de recherche sur le cancer (CIRC) (INSPQ, 2012).

Les VTR sont des doses pour lesquelles un humain peut être exposé sans encourir des effets toxiques non cancérogènes (INSPQ, 2012). Les VTR utilisées lors de cette évaluation sont celles établies par Santé Canada; elles sont appelées doses journalières admissibles provisoires (DJAP) pour des effets non cancérogènes par Santé Canada (SC, 2010). Les DJAP pour tous les contaminants à l'étude, mis à part celle du plomb, sont courantes en 2013 (SC, 2010). La DJAP établie pour le plomb en 2004 par Santé Canada est utilisée. Cette décision fut prise en raison de l'absence d'une DJAP pour le plomb en 2010 pour cause de révision de celle-ci par Santé Canada (SC, 2010). Le tableau 3.1 montre ces DJAP pour les effets non cancérogènes.

Tableau 3.1 Dose journalière admissible provisoire pour les effets non cancérogènes des contaminants ciblés (Inspiré de : Santé Canada, 2010 et 2004).

Contaminant	Dose journalière admissible provisoire (mg/kg en pc/jour)
Méthylmercure (population générale)	$4,7 \times 10^{-4}$
Méthylmercure (femme en âge de procréer et enfant de moins de douze ans)	2×10^{-4}
Cadmium	1×10^{-3}
Plomb (en révision)	$3,6 \times 10^{-3}$
Biphényle polychloré	$1,3 \times 10^{-4}$
Dioxines et furanes chlorés (en équivalent toxique 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine)	$2,3 \times 10^{-9}$

Il est important de souligner que la DJAP utilisée pour le mercure est celle du MeHg. Cette décision fut prise, car le MeHg est la forme du mercure qui est la plus toxique et est celle qui s'accumule de façon la plus importante dans les poissons (United States Geological Survey, 2009). De plus, vu l'absence d'informations quant à la répartition des teneurs moyennes de mercure selon la forme que prend ce dernier dans les échantillons de poissons analysés lors de cet essai, l'utilisation de la DJAP du MeHg produit une évaluation qui est plus conservatrice pour le risque non cancérogène du mercure (SC, 2008). L'hypothèse est donc que tout le mercure dans le corps des poissons analysés dans cet essai est composé entièrement de MeHg. Comme l'indique le tableau 3.1, Santé Canada a établi deux DJAP pour le MeHg, une pour la population en générale et une autre pour les femmes en âge de procréer et les enfants de moins de douze ans (SC, 2010). La DJAP pour les femmes en âge de procréer et les enfants de moins de douze fut établie par le Bureau d'innocuité des produits chimiques de Santé Canada en tenant compte du risque accru encouru par les femmes pour le développement du fœtus et du risque de neurotoxicité chez des enfants (SC, 2008). Selon Santé Canada, l'âge auxquelles le développement neurologique des enfants devient moins sensible au MeHg n'a pu être établi clairement de telle sorte que la plus petite valeur de la DJAP de MeHg est appliquée par défaut aux enfants de moins de douze ans (SC, 2008). Dans le cadre de cet essai, les femmes âgées de 20 ans et plus sont considérées comme étant en âge de procréer.

Les coefficients de cancérogénicité (CC) permettent d'estimer des excès de risque de cancer par une population à la suite d'une exposition à vie des contaminants (INSPQ, 2012). Le cadmium, le plomb et les biphényles polychlorés sont considérés comme cancérogènes ou probablement cancérogènes, tandis que le mercure et les dioxines et furanes chlorés ne peuvent être classés quant à leurs cancérogénicités pour l'humain (CIRC, 2012). Cependant, l'USEPA considère que les dioxines et furanes chlorés sont des substances qui peuvent probablement causer un cancer (USEPA, 2012e). L'USEPA considère que les études menées à ce jour sur les risques de cancer du mercure et du cadmium sont non concluantes pour l'ingestion de ces substances (USEPA, 2012b et USEPA, 2012f). Subséquemment, les risques de cancérogénicité à la suite de l'ingestion de poissons de pêche sportive à l'étude ne sont évalués que pour le plomb, les biphényles polychlorés et les dioxines et furanes chlorés. Le tableau 3.2 présente les CC pour ces trois contaminants.

Tableau 3.2 Coefficient de cancérogénicité pour certains contaminants ciblés (Inspiré de : Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2013)

Contaminant	Coefficient de cancérogénicité en x/(mg/kg p.c./j)
Plomb	$8,5 \times 10^{-3}$
Biphényles polychlorés	2
Dioxines et furanes chlorés (en équivalent toxique 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine)	$1,3 \times 10^5$

3.2.3 Estimation de l'exposition

L'estimation de l'exposition consiste à évaluer les doses d'exposition potentielles des humains à des substances toxiques de l'environnement (INSPQ, 2012). Ces doses d'exposition aux contaminants à l'étude dues à la consommation de différentes espèces de poissons de pêche sportive sont calculées en dose journalière probable (DJP). Les DJP sont déterminées à partir de l'équation 3.1 (INSPQ, 2012) :

(Équation 3.1)

$$DJP \text{ (en mg/kg p.c./jour)} = \frac{([Q_{\text{moy}}] \times [T_{\text{moy}}] \times FE)}{p.c.}$$

où

Q_{moy} : Quantité moyenne de poisson ingérée (en kg/jour)

T_{moy} : Teneur moyenne du contaminant dans le poisson (en mg/kg)

p.c. : Poids corporel moyen (en kg)

FE : Fréquence d'exposition; nombre de jours d'exposition par an divisé par 365 jours

Cette équation est adaptée à partir de celle utilisée par Santé Canada lors de *L'évaluation des risques pour la santé liés au mercure présent dans le poisson et bienfait pour la santé associée à la consommation de poisson* et des *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* de l'INSPQ (SC, 2008 et INSPQ, 2012).

L'estimation de l'exposition se fait à partir des teneurs moyennes de contaminants les plus récentes pour chacune des espèces visées par cet essai (chapitre 2). Les valeurs des quantités moyennes

de poisson ingéré par un individu par jour et le poids corporel moyen d'un individu retenu sont celles qui sont définies par l'INSPQ (voir tableau 3.3). La fréquence d'exposition est considérée 365 jours/an = 1.

Tableau 3.3 Paramètre d'exposition au danger (Inspirée de : INSPQ 2012)

Groupe d'Âge	Consommation moyenne de poisson (en kg)	Poids corporels moyens (en kg)
Enfant de 0,5 à < 5 ans	0,003	14,9
Enfant de 5 à < 12 ans	0,01	30,4
Population de 12 à < 20 ans	0,016	61,1
Femme de 20 ans et plus	0,02	69,1
Population de 20 ans et plus	0,02	74,6

Les enfants de moins de six mois ne sont pas représentés dans le tableau 3.3, car ceux-ci sont considérés par l'INSPQ comme ne consommant pas de poisson (INSPQ, 2012). Les tableaux 3.4 à 3.8 montrent les DJP calculées du mercure, du cadmium, du plomb, des biphényles polychlorés et des dioxines et furanes chlorés respectivement en fonction de chacun des six groupes d'âge définis au tableau 3.3.

Tableau 3.4 Dose journalière probable de mercure à différents groupes d'âges pour la consommation de diverses espèces de poissons de pêche sportive

Espèce de poissons	Teneur moyenne de mercure (MeHg) dans le poisson (en mg/kg)	Dose journalière probable en mg/kg par p.c/ jour				
		Population générale de 20 ans et plus	Femme de 20 ans et plus	Population de 12 à < 20 ans	Enfant de 5 à < 12 ans	Enfant de 0,5 à < 5 ans
Meunier rouge	0,0913	$2,45 \times 10^{-5}$	$2,64 \times 10^{-5}$	$2,39 \times 10^{-5}$	$3,00 \times 10^{-5}$	$1,84 \times 10^{-05}$
Meunier noir	0,081	$2,17 \times 10^{-5}$	$2,34 \times 10^{-5}$	$2,12 \times 10^{-5}$	$2,66 \times 10^{-5}$	$1,63 \times 10^{-5}$
Achigan à petite bouche	0,268	$7,18 \times 10^{-5}$	$7,76 \times 10^{-5}$	$7,02 \times 10^{-5}$	$8,82 \times 10^{-5}$	$5,40 \times 10^{-5}$
Perchaude	0,162	$4,34 \times 10^{-5}$	$4,69 \times 10^{-5}$	$4,24 \times 10^{-5}$	$5,33 \times 10^{-5}$	$3,26 \times 10^{-5}$
Bar d'Amérique	0,485	$1,30 \times 10^{-4}$	$1,40 \times 10^{-4}$	$1,27 \times 10^{-4}$	$1,60 \times 10^{-4}$	$9,77 \times 10^{-5}$
Doré jaune	0,23	$6,17 \times 10^{-5}$	$6,66 \times 10^{-5}$	$6,02 \times 10^{-5}$	$7,57 \times 10^{-5}$	$4,63 \times 10^{-5}$
Doré noir	0,306	$8,20 \times 10^{-5}$	$8,86 \times 10^{-5}$	$8,01 \times 10^{-5}$	$1,01 \times 10^{-4}$	$6,16 \times 10^{-5}$
Barbue de rivière	0,356	$9,54 \times 10^{-5}$	$1,03 \times 10^{-4}$	$9,32 \times 10^{-5}$	$1,17 \times 10^{-4}$	$7,17 \times 10^{-5}$
Grand Brochet	0,25	$6,70 \times 10^{-5}$	$7,24 \times 10^{-5}$	$6,55 \times 10^{-5}$	$8,22 \times 10^{-5}$	$5,03 \times 10^{-5}$

Tableau 3.5 Dose journalière probable de cadmium à différents groupes d'âges pour la consommation de diverses espèces de poissons de pêche sportive

Espèce de poissons	Teneur moyenne de cadmium dans le poisson (en mg/kg)	Dose journalière probable en mg/kg par p.c./ jour				
		Population générale de 20 ans et plus	Femme de 20 ans et plus	Population de 12 à < 20 ans	Enfant de 5 à < 12 ans	Enfant de 0,5 à < 5 ans
Meunier noir	0,054	$1,45 \times 10^{-5}$	$1,56 \times 10^{-5}$	$1,41 \times 10^{-5}$	$1,78 \times 10^{-5}$	$1,09 \times 10^{-5}$
Achigan à petite bouche	0,03	$8,04 \times 10^{-6}$	$8,68 \times 10^{-6}$	$7,86 \times 10^{-6}$	$9,87 \times 10^{-6}$	$6,04 \times 10^{-6}$
Perchaude	0,003	$8,04 \times 10^{-7}$	$8,68 \times 10^{-7}$	$7,86 \times 10^{-7}$	$9,87 \times 10^{-7}$	$6,04 \times 10^{-7}$
Bar d'Amérique	0,009	$2,41 \times 10^{-6}$	$2,60 \times 10^{-6}$	$2,36 \times 10^{-6}$	$2,96 \times 10^{-6}$	$1,81 \times 10^{-6}$
Doré jaune	0,009	$2,41 \times 10^{-6}$	$2,60 \times 10^{-6}$	$2,36 \times 10^{-6}$	$2,96 \times 10^{-6}$	$1,81 \times 10^{-6}$
Doré noir	0,003	$8,04 \times 10^{-7}$	$8,68 \times 10^{-7}$	$7,86 \times 10^{-7}$	$9,87 \times 10^{-7}$	$6,04 \times 10^{-7}$
Barbue de rivière	0,009	$2,41 \times 10^{-6}$	$2,60 \times 10^{-6}$	$2,36 \times 10^{-6}$	$2,96 \times 10^{-6}$	$1,81 \times 10^{-6}$

Tableau 3.6 Dose journalière probable de plomb à différents groupes d'âges pour la consommation de diverses espèces de poissons de pêche sportive

Espèce de poissons	Teneur moyenne de plomb dans le poisson (en mg/kg)	Dose journalière probable en mg/kg par p.c./ jour				
		Population générale de 20 ans et plus	Femme de 20 ans et plus	Population de 12 à < 20 ans	Enfant de 5 à < 12 ans	Enfant de 0,5 à < 5 ans
Meunier rouge	0,083	$2,23 \times 10^{-5}$	$2,40 \times 10^{-5}$	$2,17 \times 10^{-5}$	$2,73 \times 10^{-5}$	$1,67 \times 10^{-5}$
Meunier noir	0,0585	$1,57 \times 10^{-5}$	$1,69 \times 10^{-5}$	$1,53 \times 10^{-5}$	$1,92 \times 10^{-5}$	$1,18 \times 10^{-5}$
Achigan à petite bouche	0,01095	$2,94 \times 10^{-6}$	$3,17 \times 10^{-6}$	$2,87 \times 10^{-6}$	$3,60 \times 10^{-6}$	$2,20 \times 10^{-6}$
Perchaude	0,006	$1,61 \times 10^{-6}$	$1,74 \times 10^{-6}$	$1,57 \times 10^{-6}$	$1,97 \times 10^{-6}$	$1,21 \times 10^{-6}$
Bar d'Amérique	0,001	$2,68 \times 10^{-7}$	$2,89 \times 10^{-7}$	$2,62 \times 10^{-7}$	$3,29 \times 10^{-7}$	$2,01 \times 10^{-7}$
Doré jaune	0,001	$2,68 \times 10^{-7}$	$2,89 \times 10^{-7}$	$2,62 \times 10^{-7}$	$3,29 \times 10^{-7}$	$2,01 \times 10^{-7}$
Doré noir	0,018	$4,83 \times 10^{-6}$	$5,21 \times 10^{-6}$	$4,71 \times 10^{-6}$	$5,92 \times 10^{-6}$	$3,62 \times 10^{-6}$
Barbue de rivière	0,002	$5,36 \times 10^{-7}$	$5,79 \times 10^{-7}$	$5,24 \times 10^{-7}$	$6,58 \times 10^{-7}$	$4,03 \times 10^{-7}$

Tableau 3.7 Dose journalière probable de biphényles polychlorés à différents groupes d'âges pour la consommation de diverses espèces de poissons de pêche sportive

Espèce de Poisson	Teneur moyenne de biphényles polychlorés dans le poisson (en mg/kg)	Dose journalière probable en mg/kg par p.c/ jour				
		Population générale de 20 ans et plus	Femme de 20 ans et plus	Population de 12 à < 20 ans	Enfant de 5 à < 12 ans	Enfant de 0,5 à < 5 ans
Meunier noir	0,0985	$2,64 \times 10^{-5}$	$2,85 \times 10^{-5}$	$2,58 \times 10^{-5}$	$3,24 \times 10^{-05}$	$1,98 \times 10^{-05}$
Achigan à petite bouche	0,022	$5,90 \times 10^{-6}$	$6,37 \times 10^{-6}$	$5,76 \times 10^{-6}$	$7,24 \times 10^{-6}$	$4,43 \times 10^{-6}$
Perchaude	0,0032	$8,58 \times 10^{-7}$	$9,26 \times 10^{-7}$	$8,38 \times 10^{-7}$	$1,05 \times 10^{-6}$	$6,44 \times 10^{-7}$
Bar d'Amérique	0,002857	$7,66 \times 10^{-7}$	$8,27 \times 10^{-7}$	$7,48 \times 10^{-7}$	$9,40 \times 10^{-7}$	$5,75 \times 10^{-7}$
Doré jaune	0,062	$1,66 \times 10^{-5}$	$1,79 \times 10^{-5}$	$1,62 \times 10^{-5}$	$2,04 \times 10^{-5}$	$1,25 \times 10^{-5}$
Doré noir	0,031	$8,31 \times 10^{-6}$	$8,97 \times 10^{-6}$	$8,12 \times 10^{-6}$	$1,02 \times 10^{-5}$	$6,24 \times 10^{-6}$
Barbue de rivière	0,17	$4,56 \times 10^{-5}$	$4,92 \times 10^{-5}$	$4,45 \times 10^{-5}$	$5,59 \times 10^{-5}$	$3,42 \times 10^{-5}$

Tableau 3.8 Dose journalière probable de dioxines et furannes chlorés à différents groupes d'âges pour la consommation de diverses espèces de poissons de pêche sportive

Espèce de Poisson	Teneur moyenne de Dioxines et furanes chlorés totale dans le poisson (en mg EQT/kg)	Dose journalière probable en mg/kg par p.c./ jour				
		Population générale de 20 ans et plus	Femme de 20 ans et plus	Population générale de 12 à < 20 ans	Enfant de 5 à < 12 ans	Enfant de 0,5 à < 5 ans
Meunier noir	$2,79 \times 10^{-7}$	$7,48 \times 10^{-11}$	$8,08 \times 10^{-11}$	$7,31 \times 10^{-11}$	$9,18 \times 10^{-11}$	$5,62 \times 10^{-6}$
Achigan à petite bouche	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Perchaude	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Bar d'Amérique	4×10^{-8}	$1,07 \times 10^{-11}$	$1,16 \times 10^{-11}$	$1,05 \times 10^{-11}$	$1,32 \times 10^{-11}$	$8,05 \times 10^{-12}$
Doré jaune	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Doré noir	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Barbue de rivière	$3,55 \times 10^{-7}$	$9,52 \times 10^{-11}$	$1,03 \times 10^{-10}$	$9,93 \times 10^{-11}$	$1,168 \times 10^{-10}$	$7,15 \times 10^{-11}$

3.2.4 Estimation du risque toxicologique non cancérogène

Cette estimation consiste à comparer des doses journalières probables à des doses journalières admissibles provisoires en fonction de chacune des classes d'âge. Selon l'INSPQ (2012), ce type de comparaison permet de s'assurer qu'il n'y a pas de dépassement des valeurs toxicologiques de référence. L'estimation du risque toxicologique non cancérogène est déterminée à partir du calcul d'un quotient Q (INSPQ, 2012 et Van Coillie, 2011). Elle est faite pour une exposition totale qui correspond à une somme de l'exposition liée à la consommation de poissons de pêche sportive et de l'exposition liée au bruit de fond issue de la diète des individus (INSPQ, 2012).

Le quotient Q est évalué à partir des équations 3.1 et 3.2 suivantes :

(Équation 3.1)

$$Q_{\text{tot}} = \frac{\text{DJP} + \text{BF}}{\text{DJAP}}$$

(Équation 3.2)

$$Q_{\text{pos}} = \frac{\text{DJP}}{\text{DJAP}}$$

Si $Q \geq 1$: Il y a un risque formel

Si $Q < 1$: Il n'y a pas de risque formel

où

Q_{tot} : Estimation du risque toxicologique total non cancérigène lié à la consommation de poissons de pêche sportive et à l'exposition liée au bruit de fond

Q_{pos} : Estimation du risque toxicologique possible non cancérigène liée à la consommation d'une espèce de poissons de pêche sportive.

DJP : Dose journalière probable en fonction de la consommation d'une espèce de poisson donnée et d'un contaminant ciblé (en mg/kg p.c. / jour) (la sous section 3.2.3)

BF : Valeur du bruit de fond pour l'ingestion d'aliments pour une classe d'âge et pour un contaminant (en mg/kg p.c./jour)

DJAP : Dose journalière admissible provisoire (en mg/kg p.c. / jour) (tableau 3.3)

La voie d'exposition de l'ingestion des aliments fut choisie afin d'établir les valeurs des bruits de fond pour la population. Le tableau 3.9 montre les doses de bruit de fond retenues pour le calcul du quotient Q.

Tableau 3.9 Valeur de bruit de fond pour l'ingestion des aliments par groupes d'âges

Contaminants	Population générale de 20 ans et plus	Femme de 20 ans et plus	Population de 12 à < 20 ans	Enfant de 5 à < 12 ans	Enfant de 0,5 à < 5 ans	Sources
Mercure (en mg/kg p.c. / jour)	$2,2 \times 10^{-5}$	$2,1 \times 10^{-5}$	$2,6 \times 10^{-5}$	$3,8 \times 10^{-5}$	$4,2 \times 10^{-5}$	(Dabeka et autres, 2003)
Cadmium (en mg/kg p.c. / jour)	$1,91 \times 10^{-4}$	$1,76 \times 10^{-4}$	$2,76 \times 10^{-4}$	$4,70 \times 10^{-4}$	$5,40 \times 10^{-4}$	(Santé Canada, 2011a)
Plomb (en mg/kg p.c. / jour)	$1,29 \times 10^{-4}$	$1,19 \times 10^{-4}$	$1,35 \times 10^{-4}$	$2,10 \times 10^{-4}$	$2,80 \times 10^{-4}$	(Santé Canada, 2011a)
biphényles polychlorés (en mg/kg p.c. / jour)	$2,09 \times 10^{-6}$	$1,79 \times 10^{-6}$	$2,93 \times 10^{-6}$	$4,82 \times 10^{-6}$	$7,41 \times 10^{-6}$	(Santé Canada, 2011b)
Dioxines et furanes chlorés (mg EQT/kg p.c/ jour)	$7,41 \times 10^{-10}$	$1,88 \times 10^{-9}$	$1,16 \times 10^{-9}$	$1,83 \times 10^{-9}$	$2,75 \times 10^{-9}$	(Santé Canada, 2011c)

Les valeurs de bruits de fond de la population de 20 ans et plus, des femmes de 20 ans et plus et de la population de 12 à moins de 20 ans furent calculées à l'aide de moyennes pondérées. Celles-ci furent obtenues à l'aide de données sur la population canadienne de 2012 de Statistique Canada. Les valeurs des bruits de fond pour la classe d'âge des 0,5 à < 5 ans correspondent aux valeurs de bruits de fond pour les enfants de 1 an à < 5 ans, car il fut impossible de pondérer les données provenant de l'étude de Dabeka et autres (2003) pour le mercure et celles de diverses *études canadiennes de l'alimentation totale* de Santé Canada pour le cadmium, le plomb, les biphényles polychlorés et les dioxines et furanes chlorés pour les enfants de moins d'un an avec les données de la population canadienne de 2012 provenant de Statistique Canada. Les tableaux 3.10, 3.11, 3.12, 3.13 et 3.14 montrent les quotients Q_{tot} et Q_{pos} évalués selon la consommation de chacune des espèces de poissons à l'étude par un groupe d'âge donné pour le mercure, le cadmium, le plomb, les biphényles polychlorés et les dioxines et furanes chlorés respectivement.

Tableau 3.10 Estimation du risque toxicologique non cancérogène du mercure selon la consommation d'une espèce de poisson et le groupe d'âges ciblé

Espèce de poissons	Population de 20 ans et plus		Femme de 20 ans et plus		Population de 12 à < 20 ans		Enfant de 5 à < 12 ans		Enfant de 0,5 à < 5 ans	
	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos
Meunier rouge	0,100	0,052	0,240	0,132	0,060	0,005	0,340	0,150	0,302	0,092
Meunier noir	0,095	0,046	0,225	0,117	0,060	0,005	0,323	0,133	0,292	0,082
Achigan à petite bouche	0,201	0,153	0,496	0,388	0,070	0,015	0,631	0,441	0,480	0,270
Perchaude	0,141	0,092	0,342	0,234	0,064	0,009	0,456	0,266	0,373	0,163
Bar d'Amérique	0,325	0,277	0,810	0,702	0,082	0,027	0,988	0,798	0,698	0,488
Doré jaune	0,180	0,131	0,441	0,333	0,068	0,013	0,568	0,378	0,442	0,232
Doré noir	0,223	0,175	0,551	0,443	0,072	0,017	0,693	0,503	0,518	0,308
Barbue de rivière	0,251	0,203	0,623	0,515	0,075	0,020	0,776	0,586	0,568	0,358
Grand Brochet	0,191	0,143	0,470	0,362	0,069	0,014	0,601	0,411	0,462	0,252

Selon les résultats du tableau 3.10, les pêcheurs sportifs de la région de Québec ne courent pas de risque toxicologique non cancérogène vis-à-vis les concentrations de mercure qu'ils ingèrent lors de la consommation régulière de ces différents types de poissons de pêche sportive. Toutefois, bien que le bar d'Amérique ne pose pas de risque toxicologique non cancérogène immédiat, le groupe des femmes de 20 ans et plus et les enfants âgées de 5 ans à moins de 12 ans pourraient avoir ce risque si les concentrations de mercure augmentent dans la chair de ce poisson.

Tableau 3.11 Estimation du risque toxicologique non cancérogène du cadmium selon une espèce de poisson et le groupe d'âges ciblé

Espèce de poissons	Population de 20 ans et plus		Femme de 20 ans et plus		Population de 12 à < 20 ans		Enfant de 5 à < 12 ans		Enfant de 0,5 à < 5 ans	
	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos
Meunier noir	0,205	0,0145	0,192	0,0156	0,290	0,0141	0,488	0,0178	0,551	0,0109
Achigan à petite bouche	0,199	0,008	0,185	0,0087	0,284	0,0079	0,48	0,0099	0,546	0,006
Perchaude	0,192	0,0008	0,177	0,0009	0,277	0,0008	0,471	0,001	0,541	0,0006
Bar d'Amérique	0,193	0,0024	0,179	0,0026	0,278	0,0024	0,473	0,003	0,542	0,0018
Doré jaune	0,193	0,0024	0,179	0,0026	0,278	0,0024	0,473	0,003	0,542	0,0018
Doré noir	0,192	0,0008	0,177	0,0009	0,277	0,0008	0,471	0,0010	0,541	0,0006
Barbue de rivière	0,193	0,0024	0,179	0,0026	0,278	0,0024	0,473	0,0030	0,542	0,0018

Les quotients Qtot et Qpos du tableau 3.11 montrent que le cadmium contenu dans les poissons de pêche sportive provenant des eaux du fleuve Saint-Laurent à Québec ne présente pas de risque toxicologique non cancérogène. L'apport en cadmium issu de la consommation de ces poissons est marginal par rapport à l'apport du bruit de fond issu de la diète totale pour chacun des groupes d'âge.

Tableau 3.12 Estimation du risque toxicologique non cancérogène du plomb selon une espèce de poisson et le groupe d'âges ciblé

Espèce de poissons	Population de 20 ans et plus		Femme de 20 ans et plus		Population de 12 à < 20 ans		Enfant de 5 à < 12 ans		Enfant de 0,5 à < 5 ans	
	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos
Meunier rouge	0,042	0.0062	0,04	0.0067	0,044	0.006	0,066	0.0076	0,082	0.0046
Meunier noir	0,04	0.0044	0,038	0.0047	0,042	0.0043	0,064	0.0053	0,081	0.0033
Achigan à petite bouche	0,037	0.0008	0,034	0.0009	0,038	0.0008	0,059	0.001	0,078	0.0006
Perchaude	0,036	0.0004	0,034	0.0005	0,038	0.0004	0,059	0.0005	0,078	0.0003
Bar d'Amérique	0,036	0.0001	0,033	0.0001	0,038	0.0001	0,058	0.0001	0,078	0.0001
Doré jaune	0,036	0.0001	0,033	0.0001	0,038	0.0001	0,058	0.0001	0,078	0.0001
Doré noir	0,037	0.0013	0,035	0.0014	0,039	0.0013	0,060	0.0016	0,079	0.001
Barbue de rivière	0,036	0.0001	0,033	0.0002	0,038	0.0001	0,059	0.0002	0,078	0.0001

Les quotients Qtot et Qpos du tableau 3.12 démontrent que les teneurs de plomb ingérées lors d'une consommation régulière de poissons de pêche sportive n'ont pas de risque toxicologique non cancérogène. Ces quotients indiquent également que le plomb de la diète alimentaire totale des individus n'est pas une source de risque toxicologique non cancérogène.

Tableau 3.13 Estimation du risque toxicologique non cancérigène des biphényles polychlorés selon une espèce de poisson et le groupe d'âges ciblé

Espèce de poissons	Population de 20 ans et plus		Femme de 20 ans et plus		Population de 12 à < 20 ans		Enfant de 5 à < 12 ans		Enfant de 0,5 à < 5 ans	
	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos
Meunier noir	0,219	0,203	0,233	0,219	0,221	0,198	0,286	0,249	0,210	0,153
Achigan à petite bouche	0,061	0,045	0,063	0,049	0,067	0,044	0,093	0,056	0,091	0,034
Perchaude	0,023	0,007	0,021	0,007	0,029	0,006	0,045	0,008	0,062	0,005
Bar d'Amérique	0,022	0,006	0,020	0,006	0,028	0,006	0,044	0,007	0,061	0,004
Doré jaune	0,144	0,128	0,152	0,138	0,147	0,125	0,194	0,157	0,153	0,096
Doré noir	0,080	0,064	0,083	0,069	0,085	0,062	0,116	0,078	0,105	0,048
Barbue de rivière	0,367	0,351	0,392	0,378	0,365	0,342	0,467	0,430	0,320	0,263

Les résultats du tableau 3.13 n'explicitent pas de risque non cancérigène lié à l'ingestion de biphényles polychlorés issus de différents types de poissons de pêche sportive. Ils montrent également que le bruit de fond des biphényles polychlorés dans les aliments n'a pas de risque toxicologique non cancérigène pour les différents groupes d'âges. Ils révèlent que les teneurs de biphényles polychlorés ingérés lors de la consommation de ces divers poissons sont supérieures aux bruits de fond de la diète de chacun des groupes d'âges à l'étude.

Tableau 3.14 Estimation du risque toxicologique cancérogène des dioxines et furanes chlorés selon une espèce de poisson et le groupe d'âges ciblé

Espèce de poissons	Population de 20 ans et plus		Femme de 20 ans et plus		Population de 12 à < 20 ans		Enfant de 5 à < 12 ans		Enfant de 0,5 à < 5 ans	
	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos	Qtot	Qpos
Meunier noir	0,355	0,033	0,853	0,035	0,536	0,032	0,836	0,040	<u>1,220</u>	0,024
Achigan à petite bouche	0,322	n.d	0,817	n.d	0,504	n.d	0,796	n.d	<u>1,196</u>	n.d
Perchaude	0,322	n.d	0,817	n.d	0,504	n.d	0,796	n.d	<u>1,196</u>	n.d
Bar d'Amérique	0,327	0,005	0,822	0,005	0,509	0,005	0,801	0,006	<u>1,199</u>	0,004
Doré jaune	0,322	n.d	0,817	n.d	0,504	n.d	0,796	n.d	<u>1,196</u>	n.d
Doré noir	0,322	n.d	0,817	n.d	0,504	n.d	0,796	n.d	<u>1,196</u>	n.d
Barbue de rivière	0,364	0,041	0,862	0,045	0,545	0,040	0,846	0,051	<u>1,227</u>	0,031
Grand Brochet	0,355	0,033	0,853	0,035	0,536	0,032	0,836	0,040	<u>1,220</u>	0,024

Les résultats du quotient Qtot du tableau 3.14 présentent un risque toxicologique non cancérogène des dioxines et furanes chlorés chez la classe d'âge des enfants de moins de cinq ans pour chaque type de poisson. Cependant, les valeurs faibles des quotients Qpos montrent que les dioxines et furanes chlorés ingérés lors de la consommation des poissons à l'étude ne sont pas responsables de ce risque pour ce groupe d'âge. Le risque chez les enfants de moins de cinq ans est plutôt lié au bruit de fond des dioxines et furanes chlorés dans leur diète alimentaire.

3.2.5 Estimation du risque toxicologique cancérogène

L'évaluation du risque toxicologique cancérogène doit être estimée à partir de l'exposition cumulative pour chacun des contaminants concernés lors des 70 premières années de vie d'un individu (INSPQ, 2012). Ceci nécessite le calcul d'une dose d'exposition moyenne entre 0 an et 70 ans pour chacune des substances à l'étude (INSPQ, 2012). Cette dose moyenne est une somme de moyennes pondérées des DJP par classe d'âge. Le tableau 3.15 expose les doses moyennes calculées de chacun des contaminants cancérogènes ou probablement cancérogènes et selon le type de poisson consommé.

Tableau 3.15 Dose d'exposition moyenne entre 0 an et 70 ans par contaminant et par type de poissons de pêche sportive en (mg/kg p.c./jour)

Espèce de poisson	Plomb (mg/kg p.c./jour)	biphényles polychlorés (mg/kg p.c./jour)	Dioxines et furanes chlorés (mg en EQT/kg p.c./jour)
Meunier rouge	$2,23 \times 10^{-5}$	s.o	s.o
Meunier noir	$1,57 \times 10^{-5}$	$2,65 \times 10^{-5}$	$7,51 \times 10^{-11}$
Achigan à petite bouche	$2,95 \times 10^{-6}$	$5,92 \times 10^{-6}$	s.o
Perchaude	$1,62 \times 10^{-6}$	$8,61 \times 10^{-7}$	s.o
Bar d'Amérique	$2,69 \times 10^{-7}$	$7,69 \times 10^{-7}$	$1,08 \times 10^{-11}$
Doré jaune	$2,69 \times 10^{-7}$	$1,67 \times 10^{-5}$	s.o
Doré noir	$4,85 \times 10^{-6}$	$8,34 \times 10^{-6}$	s.o
Barbue de rivière	$5,38 \times 10^{-7}$	$4,58 \times 10^{-5}$	$9,56 \times 10^{-11}$

Le calcul du risque de cancer est fait en multipliant les doses moyennes du tableau 3.15 par coefficients de cancérogénicité définis au tableau 3.2 pour les contaminants cancérogènes le risque de cancer est défini à l'équation 3.3 recommandée par l'INSPQ (2012)

(Équation 3.3)

$$R_{\text{cancer}} = D_{\text{moy}} \times CC$$

où

R_{cancer} : Risque cancérogène

Dmoy : Dose d'exposition moyenne entre 0 et 70 ans (mg/kg de poids corporel/jour),

CC : Coefficient de cancérogénicité x/(mg/kg de poids corporel/jour)

Si un risque cancérogène se situe en deçà de 1×10^{-6} , celui-ci est jugé négligeable; si le risque est supérieur à 1×10^{-6} , des actions doivent être entreprises afin de gérer les contaminants environnementaux qui posent un tel risque (INSPQ, 2012). Le seuil de 1×10^{-6} signifie un excès de risque de cancer par million de provoquer un cancer (USEPA, 2013a). Le tableau 3.16 présente les résultats des risques de cancer par un contaminant ciblé et par la consommation d'un type de poissons.

Tableau 3.16 Risque cancérogène par contaminant et par type de poissons

Espèce de poisson	Plomb	biphényles polychlorés	Dioxines et furanes chlorés
Meunier rouge	$1,90 \times 10^{-7}$	s.o,	s.o,
Meunier noir	$1,34 \times 10^{-7}$	<u>$5,30 \times 10^{-5}$</u>	<u>$9,76 \times 10^{-6}$</u>
Achigan à petite bouche	$2,51 \times 10^{-8}$	<u>$1,18 \times 10^{-5}$</u>	n.d
Perchaude	$1,37 \times 10^{-8}$	<u>$1,72 \times 10^{-6}$</u>	n.d
Bar d'Amérique	$2,29 \times 10^{-9}$	<u>$1,54 \times 10^{-6}$</u>	<u>$1,40 \times 10^{-6}$</u>
Doré jaune	$2,29 \times 10^{-9}$	<u>$3,34 \times 10^{-5}$</u>	n.d
Doré noir	$4,12 \times 10^{-8}$	<u>$1,67 \times 10^{-5}$</u>	n.d
Barbue de rivière	$4,58 \times 10^{-9}$	<u>$9,15 \times 10^{-5}$</u>	<u>$1,24 \times 10^{-5}$</u>

Le tableau 3.16 révèle que le risque cancérogène du plomb de chacune des espèces de poissons à l'étude est négligeable. Pour les biphényles polychlorés, le tableau 3.16 montre qu'il y a un risque cancérogène non négligeable qui est attribué à la consommation à vie des meuniers noirs, des achigans à petite bouche, des perchaudes, des bars d'Amérique, des dorés jaunes, des dorés noirs et des barbues de rivière. Dans le cas des dioxines et furanes chlorés, les résultats indiquent qu'il y a un risque non négligeable lié à la consommation à vie des meuniers noirs, des bars d'Amérique et des barbues de rivière.

4 RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES POUR LA FAUNE RIPARIENNE

Cette section consiste à évaluer les risques écotoxicologiques chez la faune riparienne de mammifère à la suite de la consommation de poissons. La méthodologie employée afin d'évaluer le risque écotoxicologique est celle du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) (1998) et est analogue à celle utilisée lors de l'évaluation du risque toxicologique pour des effets non cancérogènes chez l'humain à la section 3. Les étapes d'évaluation du risque écotoxicologique chez la faune riparienne sont :

1. Identification du danger,
2. Caractérisation écotoxicologique,
3. Estimation de l'exposition,
4. Estimation du risque écotoxicologique.

4.1 Identification du danger pour la faune riparienne

Le danger auquel la faune riparienne fait face est la présence de contaminants dans son alimentation en poissons provenant du fleuve Saint-Laurent à Québec. En raison du nombre élevé d'espèces qui habitent la zone d'étude, il serait fastidieux d'évaluer un risque écotoxicologique pour chacune des espèces présentes dans cette zone. Afin de pallier à une telle situation, le CEAEQ recommande une liste d'espèces en fonction de leurs représentativités de diverses espèces du Québec et de leurs utilités (CEAEQ, 1999). Dans le cadre de cet essai, les espèces pour lesquelles une analyse de risque écotoxicologique est effectuée sont la loutre de rivière (*Lontra canadensis*) et le vison d'Amérique (*Neovison vison*). Elles sont jugées pertinentes en raison de leur alimentation importante en poissons de toutes tailles (CEAEQ, 2006a et CEAEQ, 2006b) et de leur présence le long du fleuve Saint-Laurent dans la région de Québec (EC, 2002).

Selon l'*Oak Ridge National Laboratory* (ORNL), l'exposition aux contaminants chez la faune sauvage se fait principalement par voie orale; les voies d'exposition par inhalation et contact cutané sont jugées négligeables (ORNL, 1997). Subséquemment, l'ingestion est la voie d'exposition qui est considérée dans l'analyse de risque écotoxicologique pour chacun des récepteurs retenus.

4.2 Caractérisation écotoxicologique

Dans cette sous sections, des valeurs de référence écotoxicologique (VRE) sont présentées par contaminant et par récepteur. Les VRE sont des doses d'exposition journalières jugées acceptables pour la santé des espèces à l'étude (CEAEQ, 2012). Les VRE utilisées sont celles que suggère le CEAEQ afin d'effectuer une évaluation de risque écotoxicologique préliminaire (CEAEQ, 2012). Le tableau 4.1 montre les VRE retenues pour les mammifères terrestres en fonction des contaminants étudiés.

Tableau 4.1 Valeurs de référence pour les mammifères terrestres par contaminant (inspiré de : CEAEQ, 2012, p 24 et 27)

Contaminants	VRE (mg/kg p.c /jour)
Mercure	2,9
Cadmium	3,1
Plomb	16,2
Biphényles polychlorés	0,03
Dioxines et furanes chlorés (en équivalent toxique 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine)	$2,0 \times 10^{-6}$

Les VRE de tous les contaminants ciblés, sauf celle des biphényles polychlorés, correspondent au « niveau 1 » établi par le CEAEQ pour les mammifères terrestres. Les VRE de « niveau 1 » furent sélectionnés car celles-ci sont définies pour des milieux sensibles (CEAEQ, 2012). En raison de l'absence d'une VRE de « niveau 1 » des biphényles polychlorés pour les mammifères, la VRE de « niveau 2 » fut retenue.

Il faut noter que les VRE du tableau 4.1 sont évaluées en doses pour une souris commune de 0,021 kg (CEAEQ, 2012). Afin de pouvoir utiliser les VRE du tableau 4.1 dans une évaluation de risque écotoxicologique, celles-ci doivent d'être converties en doses équivalentes en fonction d'un récepteur donné (CEAEQ, 2012). Cette conversion est nécessaire afin de pouvoir tenir compte du métabolisme propre de chacun des récepteurs à l'étude (CEAEQ, 2012). L'équation 4.1 indique le calcul nécessaire afin d'effectuer cette conversion (CEAEQ, 2012).

(Équation 4.1)

$$VRE_{\text{récepteur}} = (P_{\text{souris}} / P_{\text{récepteur}})^{0,25} \times VRE_{\text{souris}}$$

où

VRE_{souris} : Valeur de référence écotoxicologique pour une souris commune (en mg/kg p.c./jour)

$VRE_{\text{récepteur}}$: Valeur de référence écotoxicologique pour un récepteur donné (en mg/kg p.c./jour)

P_{souris} : Poids corporel d'une souris commune = 0,021 kg

$P_{\text{récepteur}}$: Poids corporel du récepteur de l'étude (en kg).

D'après les facteurs de normalisation de la CEAEQ, un vison d'Amérique adulte a un poids corporel moyen de 1,06 kg p.c et une loutre de rivière adulte pèse en moyenne 7 kg p.c (CEAEQ, 2006a et CEAEQ, 2006b). Le tableau 4.2 présente les VRE des récepteurs qui furent obtenues à l'aide de l'équation 4.1.

Tableau 4.2 Valeurs de référence écotoxicologique par contaminant et par récepteur (inspiré de : CEAEQ, 2012)

Contaminants	Doses de référence pour le vison d'Amérique (mg/kg p.c /jour)	Doses de référence pour la loutre de rivière (mg/kg p.c /jour)
Mercure	1,088	0,679
Cadmium	1,163	1,300
Plomb	6,078	5,775
Biphényles polychlorés	$1,13 \times 10^{-2}$	$7,37 \times 10^{-3}$
Dioxines et furanes chlorés (en équivalent toxique 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine)	$7,50 \times 10^{-7}$	$2,60 \times 10^{-6}$

4.3 Estimations de l'exposition

L'ORNL considère que l'exposition par ingestion chez les animaux de la faune sauvage provient des aliments, du sol et de l'eau ingérés quotidiennement (ORNL, 1997). Cependant, pour chacun des récepteurs à l'étude, l'ingestion de sol n'est pas prise en compte en raison de l'absence de mesure de taux d'ingestion de sol à leur sujet dans la littérature scientifique (CEAEQ, 2006a et 2006b).

Dans le but d'évaluer l'exposition pour chacun des récepteurs, des scénarios distincts sont établis en fonction de chacune des espèces de poisson de pêche sportive et selon chacun des contaminants à l'étude. Il est assumé que l'ensemble des poissons présenté aux sections 2 et 3 compose 100 % de la diète du récepteur. Il est également assumé que l'eau consommée par les récepteurs provient entièrement du fleuve Saint-Laurent dans la région de Québec. L'équation 4.2 (ORNL, 1997), décrit le calcul nécessaire afin de mesurer l'exposition en fonction de chacun des scénarios.

(Équation 4.2)

$$E_{\text{orale}} = (T_{\text{eau}} \times C_{\text{eau}}) + (T_{\text{poisson}} \times C_{\text{poisson}})$$

où

E_{orale} : Exposition totale estimée par voie orale (en mg/kg p.c /jour)

T_{eau} : Taux d'ingestion d'eau pour un récepteur (en L/kg p.c / jour)

T_{poisson} : Taux d'ingestion d'aliments pour un récepteur (en kg/kg p.c /jour)

C_{eau} : Concentration d'un contaminant dans l'eau (en mg/L)

C_{poisson} : Concentration d'un contaminant dans une espèce de poisson (en mg/kg)

L'équation 4.2 requiert que certains paramètres d'exposition soient définis pour chacun des récepteurs à l'étude. Ils sont présentés au tableau 4.3.

Tableau 4.3 Paramètres d'exposition pour la loutre de rivière et le vison d'Amérique
(inspiré de : CEAQ, 2006a, p.9 et 10 et CEAQ, 2006b, p.9 et 10)

Paramètres d'exposition	Vison d'Amérique	Loutre de rivière
Taux d'ingestion des aliments (kg de matière fraîche/kg p.c /jour)	0,094	0,196
Taux d'ingestion d'eau (L/kg p.c/jour)	0,1	0,08

Le taux d'ingestion des aliments du tableau 4.3 est défini en matière fraîche car les animaux à l'état sauvage ne se nourrissent pas de matière sèche (ORNL, 1997). Il faut mentionner que le taux d'ingestion des aliments de la loutre de rivière, tel que retenu par le CEAQ (2006b), fut établi en matière sèche. L'équation 4.3 décrit la formule de conversion de l'ORNL (1997) qui est utilisée afin d'établir le taux d'ingestion des aliments de la loutre en matière fraîche.

(Équation 4.3)

$$T_{mf} = T_{ms} / (1 - P_e)$$

où

T_{mf} : Taux d'ingestion d'aliments frais (kg d'aliment de matière fraîche/kg p.c/jour)

T_{ms} : Taux d'ingestion d'aliments sec (kg d'aliment de matière sèche/kg p.c/jour)

P_e : Pourcentage d'eau dans un aliment donné. Il est évalué à 75 % pour les poissons osseux par l'ORNL (1997)

À partir des paramètres d'exposition du tableau 4.3, des équations d'exposition 4.2 et 4.3, des concentrations moyennes de contaminants dans l'eau du fleuve Saint-Laurent à Québec (chapitre 1) et des concentrations moyennes les plus récentes des contaminants chez les poissons provenant du fleuve Saint-Laurent à Québec (chapitre 2), il est possible d'évaluer l'exposition aux contaminants pour chacun des récepteurs à l'étude de la faune riparienne. Les tableaux 4.4 à 4.8 présentent l'estimation des expositions par ingestion chez le vison d'Amérique et la loutre de rivière respectivement pour le mercure, le cadmium, le plomb, les biphényles polychlorés et les dioxines et furanes chlorés.

Tableau 4.4 Estimation de l'exposition au mercure par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière (en mg/kg p.c /jour)

Scénarios d'exposition (poissons)	Récepteurs	
	Vison d'Amérique	Loutre de rivière
Meunier rouge	$8,58 \times 10^{-3}$	$1,79 \times 10^{-2}$
Meunier noir	$7,61 \times 10^{-3}$	$1,59 \times 10^{-2}$
Achigan à petite bouche	$2,52 \times 10^{-2}$	$5,25 \times 10^{-2}$
Perchaude	$1,52 \times 10^{-2}$	$3,18 \times 10^{-2}$
Bar d'Amérique	$4,56 \times 10^{-2}$	$9,51 \times 10^{-2}$
Doré jaune	$2,16 \times 10^{-2}$	$4,51 \times 10^{-2}$
Doré noir	$2,88 \times 10^{-2}$	$6,00 \times 10^{-2}$
Barbue de rivière	$3,35 \times 10^{-2}$	$6,98 \times 10^{-2}$
Grand brochet	$2,35 \times 10^{-2}$	$4,90 \times 10^{-2}$

Tableau 4.5 Estimation de l'exposition au cadmium par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière (en mg/kg p.c /jour)

Scénarios d'exposition (poissons)	Récepteurs	
	Vison d'Amérique	Loutre de rivière
Meunier noir	$5,08 \times 10^{-3}$	$1,06 \times 10^{-2}$
Achigan à petite bouche	$2,82 \times 10^{-3}$	$5,88 \times 10^{-3}$
Perchaude	$2,83 \times 10^{-4}$	$5,89 \times 10^{-4}$
Bar d'Amérique	$8,47 \times 10^{-4}$	$1,76 \times 10^{-3}$
Doré jaune	$8,47 \times 10^{-4}$	$1,76 \times 10^{-3}$
Doré noir	$2,83 \times 10^{-4}$	$5,89 \times 10^{-4}$
Barbue de rivière	$8,47 \times 10^{-4}$	$1,76 \times 10^{-3}$

Tableau 4.6 Estimation de l'exposition au plomb par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière (en mg/kg p.c /jour)

Scénarios d'exposition (poissons)	Récepteurs	
	Vison d'Amérique	Loutre de rivière
Meunier rouge	$7,81 \times 10^{-3}$	$1,63 \times 10^{-2}$
Meunier noir	$5,51 \times 10^{-3}$	$1,15 \times 10^{-2}$
Achigan à petite bouche	$1,04 \times 10^{-3}$	$2,15 \times 10^{-3}$
Perchaude	$5,70 \times 10^{-4}$	$1,18 \times 10^{-3}$
Bar d'Amérique	$1,00 \times 10^{-4}$	$2,01 \times 10^{-4}$
Doré jaune	$1,00 \times 10^{-4}$	$2,01 \times 10^{-4}$
Doré noir	$1,70 \times 10^{-3}$	$3,53 \times 10^{-3}$
Barbue de rivière	$1,94 \times 10^{-4}$	$3,97 \times 10^{-4}$

Tableau 4.7 Estimation de l'exposition aux biphényles polychlorés par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière (en mg/kg p.c /jour)

Scénarios d'exposition (poissons)	Récepteurs	
	Vison d'Amérique	Loutre de rivière
Meunier noir	$9,26 \times 10^{-3}$	$1,93 \times 10^{-2}$
Achigan à petite bouche	$2,07 \times 10^{-3}$	$4,31 \times 10^{-3}$
Perchaude	$3,01 \times 10^{-4}$	$6,27 \times 10^{-4}$
Bar d'Amérique	$2,69 \times 10^{-4}$	$5,60 \times 10^{-4}$
Doré jaune	$5,83 \times 10^{-3}$	$1,22 \times 10^{-2}$
Doré noir	$2,91 \times 10^{-3}$	$6,08 \times 10^{-3}$
Barbue de rivière	$1,60 \times 10^{-2}$	$3,33 \times 10^{-2}$

Tableau 4.8 Estimation de l'exposition aux dioxines et furanes chlorés par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière (en mg en EQT/kg p.c /jour)

Scénarios d'exposition (poissons)	Récepteurs	
	Vison d'Amérique	Loutre de rivière
Meunier noir	2.62×10^{-8}	5.47×10^{-8}
Achigan à petite bouche	n.d	n.d
Perchaude	n.d	n.d
Bar d'Amérique	3.76×10^{-9}	7.84×10^{-9}
Doré jaune	n.d	n.d
Doré noir	n.d	n.d
Barbue de rivière	3.34×10^{-8}	6.96×10^{-8}

Il faut signaler que l'exposition aux contaminants par ingestion d'eau pour les deux récepteurs est marginale et a peu d'influence sur les résultats de l'estimation de l'exposition (annexe 1). Ainsi, l'ingestion de poisson est la voie d'exposition qui influence le plus les valeurs d'exposition totale des tableaux 4.4 à 4.8.

4.4 Évaluation du risque écotoxicologique

L'évaluation du risque écotoxicologique se fait en utilisant la méthode du quotient (CEAEQ, 1998). Celle-ci est la même que celle qui a été employée lors de l'évaluation du risque toxicologique chez les humains à la section 3. Elle consiste à estimer le risque en comparant la valeur d'exposition estimée à un niveau d'exposition considérée comme acceptable pour un récepteur (CEAEQ, 2012). L'équation 4.4 présente la formule du quotient utilisée par le CEAEQ (1998).

(Équation 4.4)

$$RE = EE / VRE_{\text{récepteur}}$$

Si $RE \geq 1$: Il y a un risque formel

Si $RE < 1$: Il n'y a pas de risque formel

où

RE : Risque estimé par voie d'ingestion pour un récepteur et pour un contaminant

EE : Exposition estimée par voie d'ingestion pour un récepteur et pour un contaminant (en mg/kg p.c /jour) (tableaux 4.4 à 4.8)

$VRE_{\text{récepteur}}$: Valeur de référence écotoxicologique pour un récepteur et pour un contaminant (en mg/kg p.c /jour) (tableau 4.2)

Les tableaux 4.9 à 4.13 exposent le risque estimé pour chacun des deux récepteurs et selon chacun des cinq contaminants.

Tableau 4.9 Estimation du risque écotoxicologique du mercure par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière

Scénarios d'expositions (poissons)	Récepteurs	
	Vison d'Amérique	Loutre de rivière
Meunier rouge	$7,89 \times 10^{-3}$	$2,64 \times 10^{-2}$
Meunier noir	$7,00 \times 10^{-3}$	$2,34 \times 10^{-2}$
Achigan à petite bouche	$2,32 \times 10^{-2}$	$7,74 \times 10^{-2}$
Perchaude	$1,40 \times 10^{-2}$	$4,68 \times 10^{-2}$
Bar d'Amérique	$4,19 \times 10^{-2}$	$1,40 \times 10^{-1}$
Doré jaune	$1,99 \times 10^{-2}$	$6,64 \times 10^{-2}$
Doré noir	$2,64 \times 10^{-2}$	$8,83 \times 10^{-2}$
Barbue de rivière	$3,08 \times 10^{-2}$	$1,03 \times 10^{-1}$
Grand Brochet	$2,16 \times 10^{-2}$	$7,22 \times 10^{-2}$

Tableau 4.10 Estimation du risque écotoxicologique du cadmium par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière

Scénarios d'exposition (poissons)	Récepteurs	
	Vison d'Amérique	Loutre de rivière
Meunier noir	$4,37 \times 10^{-3}$	$8,14 \times 10^{-3}$
Achigan à petite bouche	$2,43 \times 10^{-3}$	$4,52 \times 10^{-3}$
Perchaude	$2,43 \times 10^{-4}$	$4,53 \times 10^{-4}$
Bar d'Amérique	$7,28 \times 10^{-4}$	$1,36 \times 10^{-3}$
Doré jaune	$7,28 \times 10^{-4}$	$1,36 \times 10^{-3}$
Doré noir	$2,43 \times 10^{-4}$	$4,53 \times 10^{-4}$
Barbue de rivière	$7,28 \times 10^{-4}$	$1,36 \times 10^{-3}$

Tableau 4.11 Estimation du risque écotoxicologique du plomb par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière

Scénarios d'exposition (poissons)	Récepteurs	
	Vison d'Amérique	Loutre de rivière
Meunier rouge	$1,28 \times 10^{-3}$	$2,82 \times 10^{-3}$
Meunier noir	$9,06 \times 10^{-4}$	$1,99 \times 10^{-3}$
Achigan à petite bouche	$1,70 \times 10^{-4}$	$3,72 \times 10^{-4}$
Perchaude	$9,38 \times 10^{-5}$	$2,04 \times 10^{-4}$
Bar d'Amérique	$1,65 \times 10^{-5}$	$3,48 \times 10^{-5}$
Doré jaune	$1,65 \times 10^{-5}$	$3,48 \times 10^{-5}$
Doré noir	$2,79 \times 10^{-4}$	$6,12 \times 10^{-4}$
Barbue de rivière	$3,19 \times 10^{-5}$	$6,87 \times 10^{-5}$

Tableau 4.12 Estimation du risque écotoxicologique aux biphényles polychlorés par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière

Scénarios d'exposition (poissons)	Récepteurs	
	Vison d'Amérique	Loutre de rivière
Meunier noir	0,819	<u>2,620</u>
Achigan à petite bouche	0,183	0,585
Perchaude	0,027	0,085
Bar d'Amérique	0,024	0,076
Doré jaune	0,516	<u>1,649</u>
Doré noir	0,258	0,824
Barbue de rivière	<u>1,414</u>	<u>4,521</u>

Tableau 4.13 Estimation du risque écotoxicologique aux dioxines et furanes chlorés par voie d'ingestion en fonction de la consommation d'une espèce de poisson pour le vison d'Amérique et la loutre de rivière

Scénarios d'exposition (poisson)	Récepteurs	
	Vison d'Amérique	Loutre de rivière
Meunier noir	$3,50 \times 10^{-2}$	$2,10 \times 10^{-2}$
Achigan à petite bouche	n.d	n.d
Perchaude	n.d	n.d
Bar d'Amérique	$5,02 \times 10^{-3}$	$3,02 \times 10^{-3}$
Doré jaune	n.d	n.d
Doré noir	n.d	n.d
Barbue de rivière	$4,45 \times 10^{-2}$	$2,68 \times 10^{-2}$

Les risques estimés indiquent que le vison d'Amérique et la loutre de rivière n'ont aucun risque formel pour les concentrations de mercure, cadmium, plomb et dioxines et furanes chlorés dans les poissons de pêche sportive provenant du fleuve Saint-Laurent à Québec. Cependant, les résultats du tableau 4.12 révèlent que les biphényles polychlorés occasionnent un risque formel pour la santé de ces deux récepteurs. En effet, la loutre de rivière montre un risque formel pour les concentrations de biphényles polychlorés dans le meunier noir, le doré jaune et la barbue de rivière. Le vison d'Amérique a un risque formel pour les concentrations de biphényles polychlorés dans la barbue de rivière.

5 FACTEURS D'INCERTITUDE

Une analyse de risque comporte des incertitudes liées aux décisions prises afin d'établir et évaluer un scénario d'exposition (INSPQ, 2012). Ces incertitudes sont les suivantes.

- Le nombre limité de spécimens utilisé afin d'évaluer les teneurs de contaminants chez certaines espèces de poissons de pêche sportive introduit un certain niveau d'incertitude quant à l'évaluation des risques toxicologiques chez l'humain et des risques écotoxicologiques chez la faune riparienne. Des teneurs évaluées à partir d'échantillons comportant un nombre plus important de spécimens seraient plus représentatives de la contamination de certaines espèces de poissons de pêche sportive du fleuve Saint-Laurent à Québec et, par conséquent, l'incertitude dans les analyses de risque serait réduite.
- La teneur en dioxines et furanes chlorés fut évaluée à partir de spécimens de bar d'Amérique qui ne furent pas tous pêchés dans les eaux du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de la région de Québec. Une teneur de dioxines et furanes chlorés déterminée à partir de spécimens pêchés localement dans les eaux du Saint-Laurent à Québec permettrait de mieux focaliser les analyses de risques toxicologique et écotoxicologique et d'en diminuer l'incertitude.
- La supposition, que le mercure présent dans les poissons de pêche sportive était entièrement sous forme du MeHg peut surestimer le risque présent pour les pêcheurs sportifs de Québec. Une meilleure connaissance des proportions des teneurs des diverses formes du mercure dans les poissons de pêche sportive du fleuve Saint-Laurent à Québec permettrait de réduire ce niveau d'incertitude.
- Les valeurs de bruit de fond ayant servi à l'évaluation des risques toxicologiques proviennent d'études réalisées dans diverses villes canadiennes autres que celles de la région de Québec. Ces valeurs peuvent ne pas représenter la réalité des citoyens de la région de Québec. Une évaluation spécifique des bruits de fond de l'alimentation de la population de Québec permettrait de mieux approfondir l'analyse de risque et d'en réduire l'incertitude.
- L'hypothèse que la composition de la diète des récepteurs de la faune riparienne est entièrement constituée de poissons de pêche sportive introduit de l'incertitude pour les analyses de risque écotoxicologique. Une évaluation des préférences alimentaires en termes des espèces de poissons privilégiés par ces récepteurs permettrait de réduire cette incertitude et d'obtenir un meilleur portrait du risque encouru.

6 SUGGESTIONS

Face aux résultats des évaluations faites des risques toxicologique et écotoxicologique, des démarches doivent être entreprises afin de mieux contrôler les contaminants qui se sont avérés problématiques. Les contaminants qui doivent être ciblés sont les biphényles polychlorés et les dioxines et furanes chlorés qui ont un risque toxicologique formel pour des effets cancérogènes chez les individus consommant régulièrement des poissons de pêche sportive du fleuve Saint-Laurent à Québec. Il faut souligner que les biphényles polychlorés ont également un risque écotoxicologique formel chez les mammifères de la faune riparienne s'alimentant fréquemment de poissons d'intérêt sportif provenant du fleuve Saint-Laurent à la région de Québec. Bien que l'importation et la fabrication des biphényles polychlorés soient interdites au Canada depuis 1977, des sources de ce contaminant sont toujours présentes dans l'environnement (SC, 2005b). Des relâchements de biphényles polychlorés peuvent provenir de sites de dépôt de déchets dangereux, de l'incinération de certains déchets et des sédiments au fond des cours d'eau (ATSDR, 2001). En ce qui concerne les dioxines et furanes chlorés, les sources de relâchement peuvent être, entre autres, l'incinération des déchets municipaux, la production de fer et d'acier, le chauffage au bois et la production d'électricité (SC, 2005a). Il est donc recommandé d'identifier toutes les sources actuelles ou potentielles de biphényles polychlorés et de dioxines et furanes chlorés et d'entreprendre des actions afin de prévenir le relâchement de ces contaminants dans l'environnement. Dans le cas des contaminants présents dans les sédiments au fond du fleuve Saint-Laurent, il est recommandé d'effectuer des opérations de décontamination analogues à celles en cours de réalisation au fleuve Hudson aux États Unis; ces opérations consistent à retirer du lit du fleuve les sédiments contaminés et à les acheminer à un site où l'eau des sédiments est extraite et assainie à des niveaux stricts de qualité avant d'être relâchée dans un cours d'eau (USEPA, 2013b). Les sédiments et débris après le processus de séparation d'eau sont acheminés à des installations d'élimination des déchets (USEPA, 2013b).

Afin d'évaluer l'évolution du risque chez les pêcheurs sportifs du fleuve Saint-Laurent à Québec, il est conseillé de poursuivre les études de suivi des concentrations de biphényles polychlorés et dioxines et furanes chlorés chez les poissons de pêche sportive auxquels sont associés les risques toxicologiques non négligeables pour des effets cancérogènes. Des suivis de la teneur en biphényles polychlorés sont préconisés pour le meunier noir, l'achigan à petite bouche, la perchaude, le bar d'Amérique, le doré jaune, le doré noir et la barbue de rivière. Dans le cas des dioxines et furanes chlorés, il est conseillé d'effectuer des suivis de concentrations chez le meunier noir, le bar d'Amérique et la barbue de rivière.

CONCLUSION

L'objectif principal de cet essai était d'évaluer l'évolution de la contamination chez les poissons d'intérêt sportif du fleuve Saint-Laurent à Québec au cours de la dernière décennie et d'en mesurer les risques sur la santé des humains et la faune riparienne dont l'alimentation est constituée de ce type de poissons. Cet objectif fut atteint grâce à la réalisation d'objectifs spécifiques suivants. Une analyse de l'évolution des teneurs de mercure, cadmium, plomb, biphényle polychloré et dioxines et furanes chlorés chez le meunier noir, le meunier rouge, l'achigan à petite bouche, la perchaude, le bar d'Amérique, le doré jaune, le doré noir, la barbus de rivière et le grand brochet du fleuve Saint-Laurent à Québec fut réalisée. Par la suite, une estimation des risques toxicologiques chez les humains et des risques écotoxicologiques chez la faune riparienne fut effectuée à partir des résultats issus de l'évaluation de l'évolution de la contamination des poissons d'intérêt sportif du Saint-Laurent à Québec. Finalement, des suggestions concernant la gestion des risques furent présentées en fonction des résultats des analyses de risques toxicologiques et écotoxicologiques obtenus.

Chacune des sections de cet essai a fait ressortir des informations importantes concernant la contamination des poissons de pêche sportive du fleuve Saint-Laurent à Québec.

La mise en contexte a permis de décrire les caractéristiques physicochimiques du tronçon du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Québec. Entre autres, cette section a mis en évidence que la concentration de plomb dans le fleuve Saint-Laurent à Québec a augmenté de façon considérable au cours de la dernière décennie.

L'analyse de l'évolution des teneurs de métaux lourds et de certains composés organiques persistants chez les poissons de pêche sportive du fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Québec a explicité que certaines espèces de poissons ont accru leurs concentrations de contaminants.

Les estimations de risques toxicologiques ont révélé que les pêcheurs sportifs ont un risque toxicologique formel d'effets cancérigènes pour les biphényles polychlorés et dioxines et furanes chlorés provenant d'une alimentation régulière de certains types de poissons de pêche sportive du fleuve Saint-Laurent à Québec. Il fut également établi que le mercure, le cadmium et le plomb n'occasionnaient pas de risque formel pour la santé des individus consommant fréquemment des poissons de pêche sportive pêchés dans le fleuve Saint-Laurent à Québec. Toutefois, pour les femmes en âge de procréer de 20 ans et plus et les enfants âgés de 5 ans à moins de 12 ans, il y

aurait un risque toxicologique formel si les concentrations de mercure dans la chair du bar d'Amérique augmentaient au-delà des niveaux actuels.

Les analyses de risques écotoxicologiques ont démontré que les mammifères de la faune riparienne habitant les berges du fleuve Saint-Laurent à Québec subissaient un risque écotoxicologique formel dû aux biphényles polychlorés provenant de leurs consommations habituelles de certains poissons d'intérêt sportif.

La section des incertitudes à expliciter des limitations pour les évaluations faites des risques toxicologiques et écotoxicologiques. La prise en compte de ces incertitudes permettrait d'approfondir et d'ajuster ces évaluations.

À la suite des estimations des risques toxicologiques et écotoxicologiques, des suggestions ont été émises pour la gestion des risques des contaminants pouvant causer un risque formel. Il fut, entre autres, recommandé de réduire les sources actuelles et potentielles de biphényles polychlorés et dioxines et furanes chlorés afin de diminuer les risques toxicologiques et écotoxicologiques liés à ces substances.

RÉFÉRENCES

- Andujar, P., Bensefa-Colas, L. et Descatha, A. (2010). Intoxication aiguë et chronique au cadmium. *La Revue de médecine interne*, vol. 31, n° 2, p. 107-115.
- Bensefa-Colas, L., Andujar, P. et Descatha, A. (2011). Mercury Poisoning. *Revue de médecine interne*, vol. 32, n° 7, p. 416-424.
- Canada. Environnement Canada (1986), biphényles polychlorés : Guide de questions et réponses sur les biphényles polychlorés *In* Environnement Canada. *Publications*.
<http://www.ec.gc.ca/Publications/C7F1F416-C632-4D11-BDD4-C823690C2651%5CBPCGuideQuestionsReponsesSurLesBiphenylesPolychlores.pdf> (Page consultée le 28 février 2013).
- Canada. Environnement Canada (2002). Portrait de la biodiversité du Saint-Laurent *In* Environnement Canada. <http://www.qc.ec.gc.ca/faune/biodiv/fr/mammiferes/terrestres.html> (Page consultée le 12 avril 2012)
- Canada. Environnement Canada (2010), Les biphényles polychlorés (biphényles polychlorés) *In* Environnement Canada. *Pollutions et déchets. Polluants. Principaux polluants*.
<http://www.ec.gc.ca/bpc-pcb/default.asp?lang=Fr&n=52C1E9EF-1> (Page consultée le 1^{er} février 2013).
- Canada. Environnement Canada (2012a), Fleuve Saint-Laurent *In* Environnement Canada. *Eau. Source d'eau. Cours d'eau*. <http://www.ec.gc.ca/stl/Default.asp?lang=Fr&n=F46CF5F8-1> (Page consultée le 1^{er} février 2013).
- Canada. Environnement Canada (2012b), Hydrographie du Saint-Laurent *In* Environnement Canada. *Eau. Source d'eau. Cours d'eau. Fleuve Saint-Laurent*.
<http://www.ec.gc.ca/stl/default.asp?lang=Fr&n=59C4915D-1> (Page consultée le 1^{er} février 2013).
- Canada. Environnement Canada (2012c), Les débits du Saint-Laurent et de ses principaux affluents *In* Environnement Canada. *Eau. Source d'eau. Cours d'eau. Fleuve Saint-Laurent. Hydrographie*. <http://www.ec.gc.ca/stl/default.asp?lang=Fr&n=B82B3625-1> (Page consultée le 1^{er} février 2013).
- Canada. Environnement Canada (2012d), Les masses d'eau du Saint-Laurent et de ses principaux affluents *In* Environnement Canada. *Eau. Source d'eau. Cours d'eau. Fleuve Saint-Laurent. Hydrographie* <http://www.ec.gc.ca/stl/default.asp?lang=Fr&n=3776F8EF-1> (Page consultée le 1^{er} février 2013).
- Canada. Santé Canada (1986), Cadmium *In* Santé Canada. *Environmental and Workplace health. Reports and Publications. Water Quality*. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/cadmium/index-eng.php> (Page consultée le 10 mars 2013)
- Canada. Santé Canada (1992), Le plomb *In* Santé Canada. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/lead/lead-plomb-fra.pdf (Page consultée le 8 février 2013).

- Canada. Santé Canada (2004), Health Canada Toxicological Reference Values (TRVs and Chemical-Specific Factors) *In* Publications du gouvernement du Canada. *Notre Catalogue. Renseignement sur la publication.* <http://publications.gc.ca/collections/Collection/H46-2-04-368E.pdf> (Page consultée le 12 mars 2013)
- Canada. Santé Canada (2005a), Dioxines et furanes *In* Santé Canada. *Vie saine. Votre Santé et vous. Environnement.* http://www.hc-sc.gc.ca/hl-vs/alt_formats/pacrb-dgapcr/pdf/iyh-vsv/environ/dioxin-fra.pdf (Page consultée le 28 février 2013).
- Canada. Santé Canada (2005b) BPC *In* Santé Canada. *Vie saine. Votre Santé et vous. Environnement.* http://www.hc-sc.gc.ca/hl-vs/alt_formats/pacrb-dgapcr/pdf/iyh-vsv/environ/pcb-bpc-fra.pdf (Page consultée le 10 mars 2013)
- Canada. Santé Canada (2008), Évaluation des risques pour la santé liés au mercure présent dans le poisson et bienfaits pour la santé associés à la consommation de poisson *In* Santé Canada. *Aliments et nutriments. Rapports et publications.* http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/alt_formats/hpfb-dgpsa/pdf/nutrition/merc_fish_poisson-fra.pdf (Page consultée le 12 mars 2013)
- Canada. Santé Canada (2009), Le mercure et la santé humaine *In* Santé Canada. *Votre Santé et vous. Environnement.* http://www.hc-sc.gc.ca/hl-vs/alt_formats/pacrb-dgapcr/pdf/iyh-vsv/environ/merc2008-fra.pdf (Page consultée le 28 février 2013).
- Canada. Santé Canada (2010), Health Canada Toxicological Reference Values (TRVs and Chemical-Specific Factors, version 2.0) *In* Federal Contaminated site risk assessment in Canada, Ottawa, Contaminated Sites Division, Safe Environments Directorate, Santé Canada, 69 p.
- Canada. Santé Canada (2011a) Average dietary intakes (ug/kg bw/day) of trace elements for Canadians in different age/sex groups for Total Diet Study in 2003 *In* Santé Canada. *Étude canadienne sur l'alimentation totale.* http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/intake-apport/chem_age-sex_chim_2003-eng.php (Page consultée le 14 mars 2013)
- Canada. Santé Canada (2011b) Dietary intakes (ng/kg bw/day) of total PCBs for Canadians in different age- sex groups from the Total Diet Study in Ottawa, 2000 *In* Santé Canada. *Étude canadienne sur l'alimentation totale.* http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/alt_formats/hpfb-dgpsa/pdf/surveill/pcb_intake-apport_dpc_ottawa2000-eng.pdf (Page consultée le 14 mars 2013)
- Canada. Santé Canada (2011c) Apports alimentaires de substances chimiques apparentées aux dioxines (pg d'ET/kg de poids corporel/jour) pour différents groupes d'âge-sexe, Étude de la diète totale à Ottawa, 1995 *In* Santé Canada. *Étude canadienne sur l'alimentation totale.* http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/intake-apport/dioxin_intake-apport_dioxine_ottawa1995-fra.phpf (Page consultée le 14 mars 2013)
- Canada. Santé Canada (2013), Final Human Health State of the Science Report on Lead *In* Santé Canada. *Environmental and Workplace Health. Reports and Publications. Environmental Contaminants.* http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/contaminants/dhhsr-l-rpecscephsh/dhhsr-l-rpecscephsh-eng.pdf (Page consultée le 10 mars 2013)
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (1998), Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique des terrains contaminés. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, 139 p.

- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (1999), Paramètres d'exposition chez les mammifères- Mise en priorité des espèces. Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, 17 p.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2006a). Paramètres d'exposition chez les mammifères –vison d'Amérique, fiche descriptive. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 17 p.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2006b). Paramètres d'exposition chez les mammifères – loutre de rivière. fiche descriptive. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 17 p.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2012), Valeurs de référence pour les récepteurs terrestres, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 28 p.
- Centre international de recherche sur le cancer (2012). Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1-105 *In* IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/ClassificationsAlphaOrder.pdf> (Page consultée le 10 mars 2013)
- Comité de concertation Suivi de l'état du Saint-Laurent (2008). Portrait global de l'état du Saint-Laurent 2008. Plan Saint-Laurent. Environnement Canada, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Pêches et Océans Canada et Stratégies Saint-Laurent. 28 p.
- Communauté métropolitaine de Québec (2010), Le fleuve Saint-Laurent dans la région métropolitaine de Québec : Les grands enjeux. Québec. Communauté métropolitaine de Québec, 24 p.
- Cossa, D., T.-T. Pham, B. Rondeau, S. Proulx, C. Surette et B. Quémerais. (1998), Bilan massique des contaminants chimiques dans le fleuve Saint-Laurent. Environnement Canada - Région du Québec. Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-163, 258 p.
- Dabeka, R W; McKenzie, A D; Bradley, P (2003). Survey of total mercury in total diet food composites and an estimation of the dietary intake of mercury by adults and children from two Canadian cities 1998-2000, *Food Additives and Contaminants*, vol.20, n°7, p 629-638
- États-Unis d'Amérique. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2001). Polychlorinated biphenyls *In* ATSDR, *Toxic Substances Portal. Polychlorinated Biphenyls (PCBs). ToxFaqs*. <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts17.pdf> (Page consultée le 1er mai 2013)
- États-Unis d'Amérique. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2012). Toxicological Profile for Cadmium *In* ATSDR, *Toxic Substances Portal. Cadmium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.pdf> (Page consultée le 1er mai 2013)
- États-Unis d'Amérique. Oak Ridge National Laboratory (1997). Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife to contaminants. Oak Ridge, U.S Department of Energy, 156 p.

- États-Unis d'Amérique. Occupational Safety and Health Administration (1992), Substances Technical Guidelines for Cadmium *In* United States Department of Labor. *Occupational Safety and Health Administration*
http://www.osha.gov/pls/oshaweb/owadisp.show_document?p_table=standards&p_id=10037
 (Page consultée le 25 avril 2013).
- États-Unis d'Amérique. Office of Environmental Health Hazard Assessment (2013), OEHHHA Toxicity Criteria Database *In* OEHHHA. *Toxicity Criteria database*.
<http://www.oehha.ca.gov/risk/chemicalDB/index.asp> (Page consultée le 12 mars 2013)
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (2012a), Cadmium *In* Priority Chemicals <http://www.epa.gov/osw/hazard/wastemin/minimize/factshts/cadmium.pdf>
 (page consultée le 28 février 2013).
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (2012b), Health Effects *In* United States Environmental Protection Agency. *Mercury. Healths Effects*
<http://www.epa.gov/hg/effects.htm> (Page consultée le 6 mars 2013).
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (2012c), Lead (Pb) *In* United States Environmental Protection Agency. *1995 Summary*.
<http://www.epa.gov/airtrends/aqtrnd95/pb.html> (Page consultée le 10 mars 2013)
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (2012d) Understanding PCB Risks *In* United States Environmental Protection Agency. *EPA New England. Cleanup. GE/Housatonic River. Understanding PCB Risks*.
<http://www.epa.gov/region1/ge/understandingpcbriks.html#WildlifeHumanHealthEffects> (Page consultée le 10 mars 2013)
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (2012e). Dioxins and Furans Fact sheet *In* United States Environmental Protection Agency.
<http://www.epa.gov/osw/hazard/wastemin/minimize/factshts/dioxfura.pdf> (Page consultée le 11 mars 2013)
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (2012f). Cadmium *In* United States Environmental Protection Agency. *Integrated Risk Information System*.
<http://www.epa.gov/iris/subst/0141.htm> (Page consultée le 12 mars 2013)
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (2013a). Risk Characterization *In* United States Environmental Protection Agency. *Risk Assessment*
http://www.epa.gov/region8/r8risk/hh_risk.html (Page consultée le 14 mars 2013)
- États-Unis d'Amérique. United States Environmental Protection Agency (2013b), Cleanup plans and documents *In* United States Environmental Protection Agency. *Hudson River PCBs Superfund Site*. <http://www.epa.gov/hudson/plans.html> (Page consultée le 28 avril 2013)
- États-Unis d'Amérique. United States Geological Survey (2009). Mercury in the environment *In* U.S Geological Survey. <http://www.usgs.gov/themes/factsheet/146-00/#environment> (Page consultée le 12 mars 2013)
- Frenette, M., Barbeau, C. et Verrette, J.L. (1989). Aspects quantitatifs, dynamiques et qualitatifs des sédiments du Saint-Laurent. Hydrotech Consultants Inc., Environnement Canada et Gouvernement du Québec. 241 p.

- Garnier, R. (2005). Toxicité du plomb et de ses dérivés. *EMC - Toxicologie-pathologie*, vol. 2, n° 2, p. 67-88.
- Haynes W. M, (2013), Physical Constants of Inorganic Compounds In CRC Handbook of Chemistry and Physics. 93^e édition, Boca Raton, CRC Press/Taylor and Francis, p.43-101
- Institut national de recherche et de sécurité (2003). Le mercure : Prévention par l'hydrargyrisme *In* Santé et Sécurité au Travail. *Le mercure*.
<http://www.inrs.fr/accueil/dms/inrs/CataloguePapier/ED/TI-ED-546/ed546.pdf> (Page consultée 6 février 2013).
- Institut national de santé publique du Québec (2007). Réévaluation des risques toxicologiques des biphenyles polychlorés In INSPQ. www.inspq.qc.ca/pdf/publications/617-Reevaluation_Risques_BPC2.pdf (page consultée le 7 février 2013).
- Institut national de santé publique du Québec (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. *In* INSPQ.
http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1440_LignesDirectRealEvaRisqueToxicoOrigEnviroSanteHum.pdf (Page consultée le 11 mars 2013)
- International Programme on Chemical Safety (1995), An Assessment Report on:DDT-Aldrin-Dieldrin-Endrin-Chlordane Heptachlor-HexachlorobenzeneMirex-ToxaphenePolychlorinated Biphenyls Dioxins and Furans *In* United Nations Environment Programme. *Division of Technology, Industry and Economics Chemicals Branch*.
<http://www.chem.unep.ch/pops/indxhtmls/asses6.html#POLYDIOX> (Page consultée le 8 février 2013).
- Mackay D, Shiu WY et Ma KC. (1991) Polychlorinated Dioxins and Dibenzofurans In Illustrated Handbook of Physical–Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals Vol. II. Boca Raton. *Lewis Publishers*, p. 2064-2247.
- Martelli, A., Rousselet, E., Dycke, C., Bouron, A. et Moulis, J. (2006). Cadmium Toxicity in Animal Cells by Interference with Essential Metals. *Biochimie*, vol. 88, n° 11, p. 1807-1814.
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (2006). Application de la méthode ecso : l'échantillonnage intégré pour la mesure des BPC, des HAP, des dioxines et furanes dans l'eau des rivières Richelieu et Yamaska 2001-2003. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 138 p.
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (2002), Le Saint-Laurent *In* ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. *Eau. Le Saint-Laurent. Portrait Général*.
<http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/fleuve.htm> (Page consultée le 29 avril 2013)
- Québec. Ministère de l'Environnement, du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (2013a), Toxiques dans l'eau *In* Banque de données sur la qualité du milieu aquatique, Québec, MDDEFP, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 7 p.
- Québec. Ministère de l'Environnement, du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (2013b), Toxiques dans les tissus biologiques *In* Banque de données sur la qualité du milieu aquatique, Québec, MDDEFP, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 7 p.

- Plan d'action Saint-Laurent (2013), Plan d'action Saint-Laurent 2011-2026 *In* Plan d'action Saint-Laurent.
http://planstlaurent.qc.ca/fileadmin/site_documents/documents/Documents_Entente/Entente_fi_nal_fr.pdf (Page consultée le 29 avril 2013)
- Proulx S., Lemieux C. et Quémerais B. 1993, Évaluation des sources d'apports toxiques en provenance des tributaires du fleuve Saint-Laurent. Montréal, Environnement Canada, Conservation et Protection. Région du Québec, Centre Saint-Laurent, 68 p.
- République française. Institut national de la recherche et de la santé médicale (1999). Plomb dans l'environnement : Quels risques pour la santé?. Paris. Les éditions Inserm, 461 p.
- Rondeau, Bernard (1993). Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent, 1985-1990 : tronçon Cornwall-Québec. Montréal, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, 250 p.
- Rondeau, Bernard (2002). La qualité de l'eau du secteur fluvial : la contamination par les toxiques. Environnement Canada, Plan d'action Saint-Laurent, Suivi de l'état du Saint-Laurent, 6 p.
- Rondeau, Bernard (2005). La qualité de l'eau du secteur fluvial : la contamination par les toxiques 2^e éd. Environnement Canada. Plan d'action Saint-Laurent, Suivi de l'état du Saint-Laurent, 6 p.
- Sharma, M., McBean, E. et Gowing, A. (2007). Bioconcentration of Dioxins and Furans in Vegetation. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 179, n° 1, p. 117-124.
- SNC Lavalin (2006), Étude d'impact sur l'environnement-Projet Rabaska *In Rabaska*.
http://www.rabaska.net/pdf_toc1.html (Page consultée le 5 février 2013).
- Van Coillie, R. (2011). Écotoxicologie générale et appliquée. Québec, Presses de l'Université du Québec, 521 p.
- World Health Organization (2003). Polychlorinated Biphenyls: human health aspects *In* Concise International Chemical Assessment. <http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad55.pdf> (Page consultée le 10 mars 2013)

ANNEXE 1 EXPOSITION À DES CONTAMINANTS PAR INGESTION D'EAU POUR CERTAINS RÉCEPTEURS

Tableau A.1 Estimation de l'exposition par ingestion d'eau du fleuve Saint-Laurent à Québec chez le vison d'Amérique et la loutre de rivière pour certains contaminants (en mg/kg p.c /jour)

Contaminants	Récepteurs	
	Vison d'Amérique	Loutre de rivière
Mercure	9×10^{-8}	$7,2 \times 10^{-8}$
Cadmium	9×10^{-7}	$7,2 \times 10^{-7}$
Plomb	6×10^{-6}	$4,8 \times 10^{-6}$
Biphényles polychlorés	$4,17 \times 10^{-8}$	$3,34 \times 10^{-8}$
Dioxines et furane chlorés (en mg EQT /kg p.c /jour)	$3,2 \times 10^{-12}$	$2,56 \times 10^{-12}$